

УДК 502.335:502.52

doi: 10.31140/j.vestnikib.2017.3(201).1

**ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЕ И УСТОЙЧИВОСТЬ БИОСФЕРЫ****И.Б. Арчегова, А.Н. Панюков***Федеральное государственное бюджетное учреждение науки  
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН, Сыктывкар  
E-mail: [archegova@ib.komisc.ru](mailto:archegova@ib.komisc.ru)*

*Аннотация:* В статье представлена концепция «ускоренного природовосстановления» и система практических приемов восстановления природных экосистем. Методологической базой является принцип системности. С его позиций естественная природная экосистема является целостным единством двух основных компонентов – биоты и субстрата, осваиваемого растительным сообществом, т.е. почвы. Была разработана двухэтапная система практических приемов ускоренного (управляемого) восстановления разрушенных естественных экосистем с учетом суровых климатических условий. На ее основе развиты теоретические и практические аспекты эколого-экономической системы рационального природопользования, направленной на сохранение стабильного состояния биосферы в условиях интенсивно развивающейся экономики в Арктике. Заложенный в концепции природовосстановления системно-географический подход при известной корректировке имеет широкие возможности применения в разных регионах с целью восстановления природных экосистем и сохранения устойчивости биосферы.

*Ключевые слова:* природовосстановление, системный подход, сохранение устойчивости биосферы

**Введение**

Человечество с начального этапа развития вступает в сложные отношения со средой обитания – процесс «природопользования». Взаимодействие с природной средой как важнейшим фактором развития человеческой цивилизации было связано в первую очередь с обеспечением продовольствием. Известный ученый-эколог К.С. Лосев утверждает, что «в основе существования современной цивилизации продолжает оставаться производство продовольствия. Его дает только сельское хозяйство, без которого человечество существовать не может, потому базовой ценностью для человечества служит почва и аграрная сфера деятельности» (Лосев, 2005, с. 145). С этим нельзя не согласиться. Сельскохозяйственное освоение земельных ресурсов связано с разрушением естественных природных экосистем и их замещением на агроэкосистемы. О масштабах этого процесса можно судить по некоторым данным. Так, в Западной и Центральной Европе практически не осталось естественных экосистем. В США площадь, занятая природными экосистемами, составляет около 5% общей территории страны (Лосев, 2005).

Однако, проблема природопользования не ограничивается сельскохозяйственным освоением земельных ресурсов. Развитие производственной деятельности, совершенствование ее технических возможностей сопровождалось добычей небиологических ресурсов недр (энергетических, минеральных), а также биологических ресурсов (древесина). Это привело к масштабному разрушению природных экосистем, уничтожению почв – биогенно-аккумулятивного (продуктивного) образования природных экосистем, формированию техногенного рельефа и ускоренному развитию эро-

зии. Следует также добавить редко упоминаемый в литературе, но существенный по масштабам воздействия тип нарушения природных экосистем – жилищное и дорожное строительство, сопровождающееся не только длительным замещением комплексов природных экосистем, но и негативным воздействием на окружающую территорию.

Итак, сложный разнонаправленный процесс «природопользования» (рис. 1) в любых условиях связан с разрушением природных экосистем, составляющих, как отметил К.С. Лосев (2010), фундамент человеческой цивилизации. Допустимый предел разрушений естественных экосистем перейден, а их негативные последствия достигли в XX в. критического уровня (Горшков, 1987, 1995).

Здесь следует напомнить об организации по инициативе ООН в 1984 г. Международной комиссии по окружающей среде и ее развитию под руководством Гро Харлем Брундтланд (Норвегия). Через три года в представленном по результатам исследований докладе отмечена необходимость принятия концепции устойчивого развития биосферы, в которой предусматривалось сохранение ее ресурсного потенциала для будущих поколений человечества. Идея устойчивого развития биосферы получила глобальное признание на фоне развивавшегося экологического кризиса. Однако реального развития в практическом плане, т.е. создания стратегии ее осуществления, концепция не получила. Анализ причин этого показывает необходимость активной деятельности по охране и восстановлению природных экосистем. Важно развивать научные основы этой деятельности в рамках конструктивной экологии или экологии природовозрождения, опираясь на изучение законов развития биосферы и общества (Снакин,

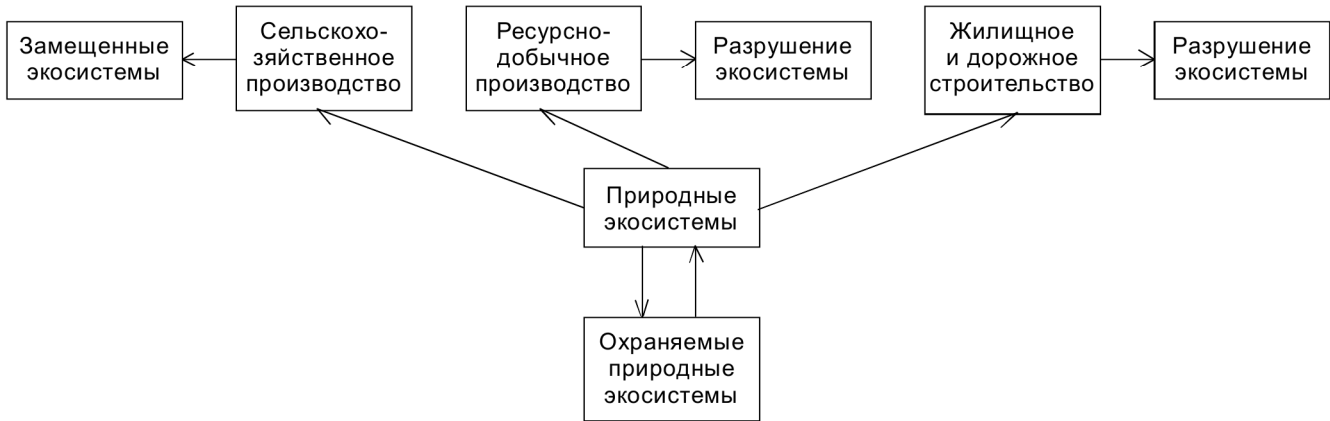


Рис. 1. Система природопользования.

2015). С учетом всего отмеченного также очевидно, что остановить процесс «природопользования» невозможно. Интенсивность дальнейшего антропогенного воздействия на биосферу будут определять изучение ее функционирования, разработка теоретических основ и практических приемов стабильного развития биосферы, т.е. среды существования человека с учетом природно-климатического разнообразия на Земле.

В качестве активной деятельности по восстановлению нарушенных земель до настоящего времени развивается их рекультивация, целью которой является возврат в хозяйственное (обычно сельскохозяйственное) использование техногенно нарушенных земель. Реализация данного подхода не сокращает площадь техногенного нарушения, так как не происходит возврат в биосферу природно-эволюционных экосистем и сохранение ее стабильности.

Следует также обратить внимание на активное вовлечение в промышленное освоение минеральных ресурсов на Крайнем Севере во второй половине XX в., которое существенно обострило экологическую ситуацию в этом регионе. Расширяющееся техногенное воздействие на ранее малодоступные территории Севера требует особого внимания при решении проблем сохранения устойчивости биосферы как среды обитания человеческой цивилизации.

Результаты многолетних исследований сотрудников Института биологии Коми НЦ УрО РАН, в том числе авторов статьи, позволяют рассмотреть различные аспекты рационального природопользования для условий Севера (таежная и тундровая зоны).

Теоретически наши исследования опираются на принцип системности, с позиций которого любая природно-эволюционная экосистема (биогеоценоз) представляет собой целостное единство функционально взаимосвязанных компонентов – биоту, объединяющую растительное сообщество и фаунистически-микробный комплекс, трансформирующий отмирающие растительные остатки, и субстрат, осваиваемый биотой, т.е. почву, в

которой аккумулируются элементы питания, обеспечивающие устойчивое саморазвитие растительного сообщества. Механизмом, объединяющим в целостное единство компоненты экосистемы, является биологический оборот органического (растительного) вещества. С позиций системного подхода очевидно, что разрушение одного из компонентов приводит к разрушению всей экосистемы. Процесс самовосстановления целостной природной экосистемы также происходит при функциональном взаимодействии ее компонентов.

С позиций системного подхода «природопользование» представляет собой формирование в рамках биосферы среды существования человека и одновременно специфической многоплановой системы человеческой цивилизации, все аспекты деятельности которой связаны с разрушением природных экосистем, образующих глобальную систему – биосферу. Сопряженно развивающаяся в рамках биосферы система человеческой цивилизации характеризуется противоречивым взаимодействием с ней. Биосфера функционирует как биотическая саморазвивающаяся, самовозобновляющаяся система. Человеческая цивилизация (антропогенно-техногенная система) существует в рамках биосферы как сугубо потребительская, использующая ресурсы биосферы. В процессе природопользования она разрушает биосферу как среду своего существования. Это дало основание для прогнозов о самоуничтожении человеческой цивилизации (Дубровский, 2012). Как отметил В.В. Снакин (2015), такие прогнозы отражают недостаточно глубокое изучение закономерностей проблемы устойчивого развития биосферы и цивилизационной системы, «это попытка политиков без серьезного научного обоснования решить современные социальные и экологические проблемы путем некоторого конформизма... очевидно, что экологическая ситуация во многих регионах Земли существенно ухудшается человеком. Необходимо, чтобы деятельность по восстановлению ландшафтов, деградированных по вине человека или в результате техногенных аварий, приобретала все более расширяющиеся масштабы.

Важно развивать научные основы этой деятельности в рамках конструктивной экологии, или экологии природовозрождения» (Снакин, 2015, с. 8).

Итак, во второй половине XX в. активизируется промышленная добыча ресурсов недр на Севере, что усиливает необходимость разработки практических приемов восстановления разрушаемых природных экосистем с учетом специфики природно-климатических условий – высокой уязвимости к техногенным воздействиям природных экосистем, замедленного их самовосстановления.

На основе многолетних исследований предложена концепция «природовосстановления», которая опирается в теоретическом плане на принцип системности, в практическом – на результаты многолетнего изучения особенностей строения, функционирования компонентов северных экосистем, четко выраженной в суровых климатических условиях функциональной взаимосвязи между ними, характеризующей целостность природных экосистем. Восстановление любой разрушенной экосистемы происходит на основе функциональной взаимосвязи между ее компонентами при главной роли растительного сообщества, инициирующего развитие биологического оборота органического вещества и формирование нового продуктивного слоя (т.е. почвы) в посттехногенном субстрате. Взаимосвязь между компонентами достигает наибольшего проявления именно в северных экосистемах.

Разработанная комплексная система «природовосстановления» включает два этапа (рис. 2). Целью первого, «интенсивного» этапа является быстрое воссоздание нового продуктивного слоя с помощью конкретных агроприемов, включающих внесение удобрений и посев многолетних трав, адаптированных к северным условиям. При нефтезагрязнении комплекс работ усложняется предварительным применением специальных мер очистки с использованием микробиологических

препаратов или биосорбентов, совмещающих процесс сорбции и деградации загрязнения почвы (субстрата) на месте (Рекультивация земель..., 1997; Экологические основы..., 2007; Арчегова, 2012). «Интенсивный» этап позволяет ускорить прохождение длительных начальных стадий самовосстановительной сукцессии, закрепить верхний слой техногенного субстрата корневыми системами многолетних трав для предотвращения развития эрозионных процессов. Продолжительность первого этапа в зависимости от конкретных условий участка составляет 3-5 лет при ежегодной весенней подкормке органическим и комплексным минеральными удобрениями.

На втором, «ассимиляционном», этапе агро-режим снимается, и травянистое сообщество постепенно замещается зональным типом растительности с соответствующим преобразованием остаточных структур экосистемы, т.е. почвы и биоконтекста (зонального растительного сообщества и пула микроорганизмов). Продолжительность второй стадии определяют конкретные условия посттехногенной территории, характер окружающего пространства, повторность техногенных воздействий и др. (Экологические основы..., 1991; Биологическая рекультивация..., 1992; Рекультивация земель..., 1994; Восстановление земель..., 2000; Посттехногенные экосистемы..., 2002).

### Результаты и их обсуждение

Исследования проведены на северо-востоке европейской части России. Один опытный участок расположен на границе распространения леса в Усинском районе (Республика Коми), другой объект исследования находится в пределах южной подзоны тундровой зоны в крупнейшем на Севере Воркутинском угледобывающем районе.

Приведем результаты практического применения разработанной системы. Опытный участок находится на границе распространения леса (Усинский район Республики Коми). Наиболее характерные типы техногенных нарушений – карьеры и песчаные отсыпки буровых площадок. Согласно изложенной выше схеме был заложен опыт на песчаном карьере. Интенсивные приемы «природовосстановления» в опыте включали поверхностное внесение торфа слоем 15 см и минеральных удобрений ( $N_{60}P_{60}K_{60}$ ), а также посев смеси трав *Alopecurus pratensis* L. и *Poa pratensis* L. в дозе 20 кг семян/га при соотношении семян 1:1. В исходном песчаном субстрате содержание органического углерода 0.2%, гидролизуемого азота – 0.1, оксидов фосфора – 6.7, калия – 2.0 мг/100 г воздушно-сухой почвы (в.с.п.) Уход за посевом трав состоял в ежегодной под-

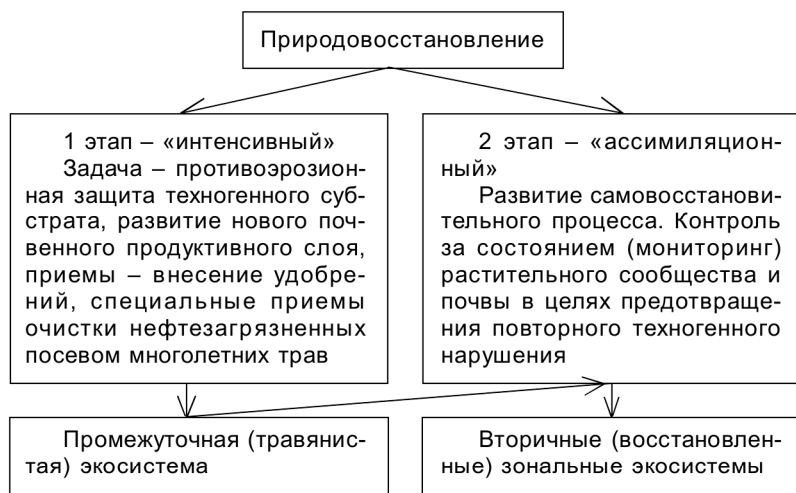


Рис. 2. Схема комплекса приемов «природовосстановления».

кормке комплексным минеральным удобрением из расчета 30 кг/га действующего вещества каждого элемента (Формирование лесных..., 2015).

К концу «интенсивного» этапа (на 5-й год) сформировалось травянистое сообщество (общее проективное покрытие (ОПП) до 75%) с соответствующей луговоподобной почвой: биогенно-аккумулятивный слой – АдерА1 0-8(12) см, А1 8(12)-17(25) см; содержание в этих горизонтах  $C_{орг}$  – 5.0 и 3.3%;  $N_{гидр}$  – 2.9 и 1.6 мг/100 г в.с.п.;  $P_2O_5$  – 8.5 и 10.1 мг/100 г в.с.п.;  $K_2O$  – 7.9 и 4.3 мг/100 г в.с.п. соответственно.

Почва к концу второго десятилетия характеризовалась органогенным слоем А0А1 0-13 см; глубже выделяется А1 (криогенно-коагуляционный) слой 13-23 см; содержание в этих слоях  $C_{орг}$  – 4.2 и 1.4%;  $N_{гидр}$  – 7.1 и 1.5 мг/100 г в.с.п.;  $P_2O_3$  – 11.4 и 6.0 мг/100 г в.с.п.;  $K_2O$  – 26.6 и 4.3 мг/100 г в.с.п. соответственно.

Ускорение самовосстановительной сукцессии по двухэтапной схеме «природовосстановления» становится особенно показательным при сравнении с контрольным участком на том же карьере, где на 28-й год после его отработки ОПП растительного покрова не превышало 1%. В результате развития эрозии образовался овраг глубиной около 3 м.

В подзоне южной тундры участок, который является модельным для наблюдений за полным циклом восстановления разрушенной природной тундровой экосистемы, расположен на уплотненной вершине водораздельного увала близ г. Воркуты. Восстановление тундрового биогеоценоза началось после («интенсивного» этапа схемы) – трех лет выращивания по фону удобрений многолетних трав (*Alopecurus pratensis*, *Poa pratensis*). Мониторинг здесь проводится более 40 лет, что позволило проследить этапы восстановления тундровой экосистемы. К концу третьего десятилетия на месте сеяного травянистого сообщества сформирована вторичная посттехногенная ивняково-ерниково-моховая экосистема (биогеоценоз), характерная для равнинных слабопониженных водораздельных территорий Большеземельской тундры. Так, к 30-му году проективное покрытие кустарников составило 95%, при этом 60-70% приходится на ивы, доля березы карликовой – 30%. Сформирован устойчивый по составу моховой покров с участием лишайников. Число мохообразных составляет шесть видов, лишайников – девять. Исследования показывают, что в последующие годы видовой состав, обилие и проективное покрытие растительности остаются без существенных изменений, подтверждая устойчивость сформировавшегося на втором этапе системы природовосстановления вторичного растительного сообщества, почвы и экосистемы в целом.

В результате функционирования растительного сообщества тундрового типа почва приобретает

черты, характерные для тундровой торфянисто-поверхностно-глеевой почвы, типичной для тундровых экосистем равнинных территорий. Выделяется подстилка, еще небольшой мощности, и гумусовый криогенно-когуляционный горизонт небольшой мощности, сменяющийся оглеенным горизонтом, т.е. почва имеет однотипное строение с профилем природной целинной почвы. Отличия имеют количественный характер (мощность слоев), что связано с «молодостью» вторичной экосистемы. Агрохимические показатели почвы также близки к показателям целинной тундровой почвы: содержание  $C_{орг}$  в горизонте А0 – 16.9, А1<sub>криог</sub> – 2.9%;  $N_{гидр}$  – 17.9 и 3.6 мг/100 г в.с.п.;  $P_2O_5$  – 8.1 и 4.1 мг/100 г в.с.п.;  $K_2O$  – 40.8 и 2.4 мг/100 г в.с.п. соответственно.

### Заключение

Результаты исследований показывают перспективность разработанной нами концептуальной схемы приемов «природовосстановления» для решения экологических проблем на Севере.

С учетом отмеченного, с позиций системного подхода разработана концепция «природовосстановления», являющаяся необходимым звеном «природопользования». Иными словами, «природовосстановление» является необходимой частью «природопользования» для обеспечения устойчивого (стабильного) функционирования биосферы как целостной глобальной биосистемы Земли. Ее эффективность определяется учетом не только климатических особенностей, обуславливающих типовое разнообразие природных экосистем, но и социально-экономической специфики регионов. Схема практических приемов «природовосстановления» позволяет учитывать экономические затраты при проектировании восстановительных работ.

Полученные данные являются актуальным вкладом в решение экологических и экономических проблем на Севере, обеспечивающим устойчивое развитие биосферы как глобальной системы при развитии человеческой цивилизации в рамках биосферы. Приемом, обеспечивающим устойчивое сопряженное функционирование сложной глобальной системы – биосферы и антропогенной (цивилизационной) техногенной системы, является разработанная нами концепция ускоренного (управляемого) «природовосстановления», сутью которой является использование агротехнических мер для восстановления посттехногенного плодородного слоя, оптимизации лесовосстановления на границе с тундрой, а также тундровой экосистемы. Предложена, испытана практически стратегия устойчивого (стабильного) развития биосферы восстановлением разрушенных сложным процессом «природопользования» природных экосистем, обеспечивающих биоравновесие биосферы – глобальной экосистемы Земли.

Надо отметить, что заложенный в разработанной концепции «природовосстановления» системно-географический подход дает более широкие возможности применения разработанной системы в разных регионах с целью восстановления природных экосистем и сохранения устойчивости биосферы при известной корректировке в соответствии с климатическими условиями и социально-экономической спецификой региона.

#### ЛИТЕРАТУРА

- Арчегова, И. Б. Оптимизация очистки почвы и водных объектов от нефти с помощью биосорбентов / И. Б. Арчегова, Ф. М. Хабибуллина, А. А. Шубаков // Сибирский экологический журнал. – 2012. – Т. 19, № 6. – С. 769–776.
- Биологическая рекультивация на Севере (вопросы теории и практики) / И. Б. Арчегова, Н. П. Акульшина, С. В. Дёгтева, Т. В. Евдокимова, Н. С. Котелина, Е. Г. Кузнецова, Л. П. Турубанова. – Сыктывкар, 1992. – 104 с.
- Восстановление земель на Крайнем Севере / И. Б. Арчегова, Н. С. Котелина, Л. П. Турубанова, Б. Ю. Тетерюк, М. Ю. Маркарова, Е. Г. Кузнецова ; отв. ред. И. Б. Арчегова. – Сыктывкар, 2000. – 152 с.
- Горшков, В. Г. Физические и биологические основы устойчивости жизни / В. Г. Горшков ; отв. ред. К. С. Лосев. – Москва : ВИНТИ, 1995. – 470 с.
- Горшков, В. Г. Энергетика биосферы и устойчивость состояния окружающей среды / В. Г. Горшков // Итоги науки и техники. Серия Теоретические и общие вопросы географии. – Москва, 1990. – Т. 7. – С. 237.
- Добровольский, Г. В. Сохранение почв как незаменимого компонента биосферы / Г. В. Добровольский, Е. Д. Никитин. – Москва : Наука, Интерпериодика, 2000. – 185 с.
- Дубровский, Д. И. Биологические корни антропологического кризиса. Что дальше? / Д. И. Дубровский // Человек. – 2012. – № 6. – С. 51–54.
- Крючков, В. В. Природопользование и природовосстановление на Севере / В. В. Крючков // Освоение Севера и проблемы рекультивации : тезисы докладов III международной конференции, 27–31 мая 1996 г. – Сыктывкар, 1996. – С. 84–85.
- Лосев, К. С. Мифы и заблуждения в экологии / К. С. Лосев. – Москва : Научный мир, 2010. – 224 с.
- Лосев, К. С. Потребление возобновляемых ресурсов: экологические и социально-экономические последствия (глобальные и региональные аспекты) / К. С. Лосев, Р. А. Мнацаканян, Н. М. Дронин. – Москва : ГЕОС, 2005. – 158 с.
- Посттехногенные экосистемы Севера / под ред. И. Б. Арчеговой, Л. П. Капелькиной. – Санкт-Петербург : Наука, 2002. – 159 с.
- Производство кормов в условиях Крайнего Севера / Н. С. Котелина, И. Б. Арчегова, В. А. Иванов, В. И. Назарова // Вестник сельскохозяйственных наук. – 1985. – № 7. – С. 78–83.
- Рекультивация земель на Севере (методическое пособие) / И. Б. Арчегова, В. В. Полшведкин, Г. Г. Зарипов, Е. Г. Кузнецова, Л. П. Турубанова, Т. В. Евдокимова, Г. В. Железнова. – Сыктывкар, 1994. – 36 с.
- Рекультивация земель на Севере. Рекомендации по рекультивации земель на Крайнем Севере / И. Б. Арчегова, Т. В. Евдокимова, Н. С. Котелина, Е. Г. Кузнецова, М. Ю. Маркарова, В. В. Полшведкин, Л. П. Турубанова. – Сыктывкар, 1997. – Вып. 1. – 34 с.
- Снакин, В. В. Эволюция биосферы и устойчивое развитие / В. В. Снакин // Глобальная экология. – 2015. – № 1. – С. 3–9.
- Формирование лесных экосистем на посттехногенных территориях в таежной зоне / И. Б. Арчегова, Е. Г. Кузнецова, И. А. Лиханова, А. П. Панюков, Ф. М. Хабибуллина, Ю. А. Виноградова ; отв. ред. И. Б. Арчегова. – Сыктывкар, 2015. – 140 с.
- Экологические основы оптимизированной технологии восстановления нефтезагрязненных объектов на Севере / Г. М. Тулянкин, И. Б. Арчегова, Ф. М. Хабибуллина, О. М. Гридин, А. А. Шубаков, А. И. Таскаев, В. А. Терехова, Ю. С. Жучихин, А. Н. Козьминых. – Сыктывкар, 2007. – 140 с.
- Экологические основы управления продуктивностью агрофитоценозов восточно-европейской тундры / И. Б. Арчегова, Н. С. Котелина, Л. К. Грунина, Г. Г. Романов, Л. П. Турубанова, Е. С. Братенкова. – Ленинград : Наука, 1991. – 152 с.

## NATURE MANAGEMENT AND BIOSPHERE STABILITY

I.B. Archegova, A.N. Panjukov

*Institute of Biology of Komi Scientific Centre of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Syktывkar*

*Summary.* The article provides a brief assessment of the state of the biosphere as a result of the activities of human civilization as well as the basic directions of modern environmental management. The necessity is claimed not only to preserve the remaining natural ecosystems, but also to restore disturbed environment. The concept of fasten nature restoration and the system of practical restoration techniques of natural ecosystems are presented. The methodological base of these approaches is the system principle. In terms of this principle, natural ecosystem is a holistic unity of two main components – biota and substrate mastered by the plant community, i.e. soil. In view of severe climatic conditions, we developed two-stage system with practical methods of accelerated (managed) reconstruction of destroyed natural ecosystems. Then, based on this system, the theoretical and practical aspects of environmental and economic environmental management system were developed aimed at maintaining stable state of the biosphere in a rapidly developing industry in the Arctic. The results of practical application of this system in Usinsk and Vorkuta districts of the Komi Republic are presented including the results achieved at the end of the 1st «intensive» stage (intensification of the initial stages of restorative successions), and the 2nd «recovery» stage of «nature restoration» complex techniques (restoration of the disturbed area secondary zone ecosystem). A built-in concept for nature restoration of system-geographical approach has a wide range of applications in different regions with a certain adjustment in order to restore natural ecosystems and the preservation of the stability of biosphere.

*Key words:* nature restoration, systems approach, preservation of the stability of biosphere

## ПОЧВЕННЫЕ ГРИБЫ КАК КОМПОНЕНТЫ ПОСТАГРОГЕННЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ В ТУНДРЕ

В.А. Ковалева, С.В. Денева, А.Н. Панюков, Е.М. Лаптева

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки  
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН, Сыктывкар  
E-mail: kovaleva@ib.komisc.ru

**Аннотация.** Изучены количественные показатели и качественные характеристики микобиоты в почвах зонального биогеоценоза и разновозрастных постагрогенных экосистем в подзоне южной кустарниково-моховой тундры (Воркутинский район, Республика Коми). Исследования микробной биомассы в почвах свидетельствуют о доминировании в ней грибов. Для почвы 14-летней постагрогенной экосистемы характерны более высокие показатели длины и биомассы мицелия в отличие от почв ерниково-ивняковой моховой тундры и почвы 46-летней постагрогенной экосистемы, где на долю спор приходится до 40% всей грибной биомассы. Комплекс микромицетов исследованных почв представлен 34 видами из 11 родов отделов Zygomycota и Ascomycota. Микобиота всех рассмотренных почв характеризуется обилием стерильного мицелия, преобладанием видов рода *Penicillium*, постоянным присутствием вида *Geotrichum pannorum*. Наибольшим видовым разнообразием отличается близкий к климаксному микоценоз почвы 46-летней постагрогенной экосистемы, что отражает классическую схему постагрогенной сукцессии почвенных микоценозов. Отличия в видовом составе растительных сообществ зональной экосистемы и 14-летней постагрогенной экосистемы обуславливают специфичность почвенной микобиоты последней.

**Ключевые слова:** почвенные микромицеты, постагрогенная экосистема, тундровая зона, Республика Коми

**Введение**

Тундровые биогеоценозы формируются в суровых природно-климатических условиях. Им свойственна особая, отличающая их от других природных зон, ритмичность процессов, что обуславливает специфику их динамики (Паринкина, 1989; Ley, 2002; Seasonal dynamics..., 2003; Structure and function..., 2005). Для тундровых почв характерно переувлажнение верхних минеральных горизонтов, на фоне которого развиваются процессы оглеения и вымораживания (Атлас почв..., 2010). Оглеение, тиксотропность, низкое плодородие, неблагоприятные физико-химические условия для произрастания растений определили своеобразие развития земледелия в тундровой зоне, которое длительное время носило очаговый характер (Котелина, 1985). Однако, с развитием угольной промышленности на Крайнем Севере и необходимостью обеспечения населения местной продукцией молочного животноводства в конце 50-х гг. прошлого столетия началось активное сельскохозяйственное освоение тундровых ландшафтов (Хантимер, 1974, 1985). В 1990-х гг. в связи с экономическим кризисом в стране хозяйственное использование агроэкосистем в тундре было прекращено, что способствовало их последующей постагрогенной трансформации.

В ходе постагрогенной сукцессии в почве сельскохозяйственного угодья меняются направление и интенсивность протекания физических, химических и микробиологических процессов, которые включены в круговорот органического вещества, связывающего все компоненты экосистемы в единое целое (Динамика некоторых..., 2009). Изменение экологических условий в процессе демулационной сукцессии оказывает соответству-

ющее воздействие и на структурно-функциональное состояние почвенной микробиоты. Для понимания механизмов постагрогенеза, определения хода и направления этого процесса в тундровой зоне необходимо иметь данные не только об изменении растительного сообщества и почвенного покрова, но и о составе и структуре почвенных микробных сообществ, одним из важнейших компонентов которых являются почвенные микромицеты (Мирчинк, 1988). В связи с тем, что в настоящее время комплекс микроскопических грибов в постагрогенных почвах тундры исследован мало, актуальным является изучение численности, биомассы микромицетов, их видового состава и таксономической структуры.

Цель данного исследования – дать сравнительную характеристику сообществ почвенных микроскопических грибов, функционирующих в разновозрастных постагрогенных экосистемах (ПАЭ) тундровой зоны.

**Объекты и методы**

Исследования проводили в Воркутинском районе Республики Коми, который приурочен к юго-восточной части Большеземельской тундры. Рельеф территории представляет собой полого-холмистую равнину, покрытую возвышенными моренными грядами – мусюрами. Мусюры чередуются с понижениями, занятыми различными типами кустарниковых тундр и плоскобугристыми болотами.

Климат района исследования отличается суровостью и континентальностью. Средняя годовая температура  $-4.0...-7.6$  °С, средняя температура июля  $+8...+13$  °С, января  $-20$  °С. Абсолютный минимум температуры воздуха достигает

–50 °С. В летний период возможны аномально жаркие дни с абсолютным максимумом температуры до +33 °С. За год выпадает в среднем около 500 мм осадков.

Отбор образцов почв для изучения состава и структуры микоценозов проводили в летний период 2014 г. на трех участках, расположенных в пределах водораздельного холма Нерусовей-Мусюр (67°31' с.ш., 64°07' в.д.). Выбранные ключевые участки образуют следующий ряд: типичный тундровый ерниково-ивняковый моховый биогеоценоз (контроль) → 46-летняя ПАЭ → 14-летняя ПАЭ.

Описание растительности выполнено с использованием общепринятых в геоботанике методов (Корчагин, 1964). Названия сосудистых растений даны в соответствии с системой, предложенной С.К. Черепановым (1995). Основной метод изучения опорных разрезов – традиционный морфологический анализ вертикального профиля почв. Диагностика горизонтов и почв проведена в соответствии с классификацией почв России (Классификация..., 2004; Полевой..., 2008). Физико-химические исследования образцов почв выполнены в Центре коллективного пользования «Хромотография», экоаналитической лаборатории, а также в отделе почвоведения Института биологии Коми НЦ УрО РАН. Величина актуальной кислотности почв ( $pH_{\text{водн.}}$ ) определена потенциометрически в водной вытяжке; массовая доля органического углерода ( $\omega(C_{\text{общ.}})$ ) и общего азота ( $\omega(N_{\text{общ.}})$ ) – на CHNS-элементном анализаторе EA 1110 (CarloErba, Италия); подвижные формы фосфора и калия – по Кирсанову в модификации ЦИНАО; обменные катионы – по Гедройцу с вытеснением 1 н  $NH_4Cl$  и последующим атомно-эмиссионным определением на спектрометре ICP Spectro Ciros CCD.

Отбор образцов почв для микробиологических исследований выполнен с соблюдением стерильности из генетических горизонтов почв. Общее количество клеток бактерий и спор грибов, длина грибного мицелия определены методом люминесцентной микроскопии (Методы..., 1991; Головченко, 1996), численность сахаролитических грибов учтена на среде Чапека, целлюлозолитических – на среде Гетчинсона с добавлением целлюлозы (Методы..., 1991). Видовая идентификация выделенных штаммов грибов проведена по определителям (Ramirez, 1982; Domsh, 2007). Названия микроскопических грибов даны в соответствии с международной базой данных (<http://www.indexfun-gorum.org>). Для характеристики структуры комплексов грибов, выявления доминирующих, частых, редких и случайных видов использован показатель частоты встречаемости (Кураков, 2001). Полученные данные обработаны стандартными методами статистического анализа с использованием программ Microsoft Excel и STATISTIKA 6.0.

## Результаты и обсуждение

Ведущую роль в сложении растительного покрова зональной ерниково-ивняковой моховой тундры играют *Betula nana* L., а также бореальные и гипоарктические ивы *Salix glauca* L., *S. lanata* L., *S. lapponum* L. и *S. phylicifolia* L. В составе травяно-кустарничкового яруса преобладают *Empetrum hermaphroditum* L., *Vaccinium uliginosum* L., значительно участие также *Ledum decumbens* (Ait.) Lodd. Ex Steud., *Arctous alpina* L. и *Vaccinium vitis-idaea* L. Из травянистых растений заметны *Carex globularis* L., *Solidago virgaurea* L., *Euphrasia frigida* L., *Festuca ovina* L., *Veratrum lobelianum* Bernh. и *Rubus arcticus* L. Мохово-лишайниковый ярус сплошной или почти сплошной, мощный, сложен зелеными и политриховыми мхами, пятнами присутствуют кустистые лишайники.

46-летняя ПАЭ сформировалась на месте заброшенного сеяного лисохвостно-мятликового луга. Данный участок был освоен в 1965 г. с использованием метода «залужения», разработанного сотрудниками Института биологии в 50-х гг. XX в. (Хантимер, 1974). После уборки крупных кустарников и многократного дискования почвы участок засеяли местными видами многолетних трав *Poa pratensis* L. и *Alopecurus pratensis* L. с внесением минеральных удобрений. Через три года после освоения сеяный луг в связи со строительством водовода с р. Усы был заброшен, после чего травостой на нем ни разу не скашивали. На участке началось постепенное восстановление тундровой экосистемы, стадии формирования которой описаны в ряде работ (Арчегова, 1996; Особенности природопользования..., 1998; Биологическое разнообразие..., 2005). Последние наблюдения, проведенные на данном участке, показали, что в настоящее время здесь сформировалось тундровое ивняково-ерниковое кустарничково-моховое сообщество, близкое по составу к зональному. Проективное покрытие кустарников составляет 80-95%. В сложении яруса практически равное участие принимают ивы и *Betula nana*. Проективное покрытие кустарничкового яруса 15%, наиболее обильны в нем типичные представители зональных ивняково-ерниковых тундр: *Empetrum hermaphroditum*, *Ledum decumbens*, *Vaccinium uliginosum*. Изреженный травянистый ярус представлен также видами, характерными для естественных тундровых сообществ – это *Festuca ovina*, *Rubus arcticus*, *Calamagrostis lapponica* (Wahlenb.) Hartman, *Luzula multiflora* (Ehrh.) Lej. и др. Оформление кустарничкового яруса обусловило появление в травостое видов, предпочитающих затененные участки – *Geranium albiflorum* L., *Veratrum lobelianum*. Отмечается постепенное развитие мохового покрова. На начальных этапах вторичной сукцессии были отмечены всего два представителя мохообразных (пионерные ви-

ды родов *Bryum*, *Polytrichum*), в последующие годы покрытие и количество видов существенно возросли. К отмеченным добавились виды рода *Brachythecium*, а также виды *Drepanocladus aduncus* (Hedw.) C.F. Warnstorf, *Sanionia uncinata* (Hedw.) Loeske, произрастающие на уплотненной почве и нижних частях стволов кустарников. Появляются пионерные лишайники, однако полноценный мохово-лишайниковый ярус еще не оформлен.

Растительный покров 14-летней ПАЭ представлен в настоящее время разнотравно-злаковым лугом, сформировавшимся на месте многолетнего сеяного мятликового луга. Рассматриваемый участок был освоен также в 1965 г. с применением аналогичной схемы земледелия, что и на участке 46-летней ПАЭ. В 2000 г., спустя 35 лет сельскохозяйственного использования, данный сеяный луг был выведен из агрорежима. В результате его самозарастания по фону мятликового травостоя, доля которого в общей фитомассе составляет 62%, отмечены многочисленные кочки *Deschampsia cespitosa* (L.) Beauv и небольшие пятна *Alopecurus pratensis* и *Calamagrostis neglecta* (Ehrh.) Gaertn. Из разнотравья наиболее обильны *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop, *Veronica longifolia* L., а также комплекс мелкотравья: *Equisetum pratense* Ehrh., *Amoria repens* (L.) C. Presl., *Taraxacum ceratophorum* (Ledeb.) DC, *Achillea millefolium* L. и др. Большими пятнами появляется моховой покров, сложенный пионерными зелеными мхами, редко встречаются лишайники.

После прекращения сенокосения в луговое сообщество активно стали внедряться различные виды ивы. На 15-й год демулационной сукцессии сомкнутость формирующегося кустарникового яруса местами достигла 0.3-0.4. В результате снятия агрорежима на поверхность почвы ежегодно поступает значительное количество растительных остатков отмирающего травяного яруса (порядка 400-420 г/м<sup>2</sup>), скорость разложения которых в условиях тундры чрезвычайно низка.

Морфологическое строение почв исследованных ключевых участков отражает историю их формирования. Черты агрогенной трансформации наиболее четко сохранены в виде реградированного пахотного горизонта в почве 14-летней ПАЭ, проходящей в настоящее время стадию постагрогенной трансформации. В почве 46-летней ПАЭ следы бывшего агрогенного этапа сохранены фрагментарно в виде отдельных гумусированных пятен в верхней части профиля. По химическим свойствам рассмотренные почвы в целом близки (табл. 1). Они характеризуются кислой и слабокислой реакцией среды, низким содержанием питательных веществ, особенно азота. Биогенные элементы (азот, углерод, соединения калия, фосфора, кальция) аккумулярованы в верхних ор-

ганогенных горизонтах. Высокие показатели соотношения C:N в почвах указывают на замедленные процессы разложения органического вещества, что наиболее выражено в почве зонального биогеоценоза.

Микологический анализ позволил выделить из почв рассмотренных ключевых участков 34 вида микроскопических грибов из 11 родов, включая две формы (светло- и темноокрашенная) стерильного мицелия (табл. 2). Большинство видов, выделенных из исследуемых почв, принадлежит к анаморфным грибам, имеющим аскомицетный аффинитет. К зигомицетам относится только 25% от общего количества выделенных видов. Наличие в почвах стерильного мицелия, не имеющего конидиального спороношения, – характерная черта микромицетных комплексов почв высоких широт. Утрата спорообразования для некоторых видов грибов является физиологической адаптацией к низким температурам (Кирцидели, 2002; Евдокимова, 2013; Комплексы микроскопических..., 2014).

Микромицетный комплекс почвы ерниково-ивняковой моховой тундры представлен 21 видом грибов, принадлежащих к восьми родам, и двумя формами стерильного мицелия. Подавляющее число видов (16) относится к анаморфным грибам из родов *Geomyces*, *Cladosporium*, *Geomyces*, *Penicillium*, *Trichoderma*; зигомицеты насчитывают пять видов, относящихся к родам *Mortierella*, *Mucor*, *Umbelopsis*; сумчатые грибы представлены одним видом *Chaetomium globosum*. Доминирующее положение по числу видов занимает род *Penicillium*, остальные роды представлены в основном одним-двумя видами.

Из почвы 46-летней ПАЭ выделено несколько большее число микромицетов – 24 вида из девяти родов, половина из них принадлежит к анаморфным грибам рода *Penicillium*. Комплекс микроскопических грибов почвы 14-летней ПАЭ включает 19 видов из шести родов с преобладанием в таксономической структуре анаморфных аскомицетов, а в их составе – представителей рода *Penicillium*.

Следует отметить, что род *Penicillium* доминирует и по количеству, и по общему обилию видов во всех рассмотренных нами почвах. В ерниково-ивняковой тундре и 46-летней ПАЭ высоким обилием характеризовались также такие типичные представители тундровых почв, как *Geomyces pannorum* и стерильный мицелий. В почве 14-летней ПАЭ, кроме перечисленных выше видов, значительным обилием отличались виды рода *Cladosporium*, что обусловлено здесь спецификой напочвенного покрова. Вид *Cladosporium cladosporioides* – типичный компонент подстилочного комплекса травянистых экосистем.

В почве ерниково-моховой тундры наиболее часто встречались *Geomyces pannorum*, *Penicillium*



Химические показатели почв исследуемых экосистем

Горизонт	Глубина, см	рН водн.	N <sub>общ.</sub>	C <sub>общ.</sub>	C/N	Подвижные формы		Обменные катионы	
						P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>
						%		мг/100 г в.с.п	
Ерниково-ивняковая моховая тундра (почва – глеезем криометаморфический)									
O1	0-5	4.7	1.0	40.8	41.2	18.3	178.0	35.1	4.2
O2	5-8	5.2	1.2	27.7	22.5	23.5	89.4	40.5	3.2
O3ao	8-12	5.5	0.8	15.9	18.7	20.7	70.2	31.2	2.5
Bg(G)	12-33	4.7	0.04	0.2	7.1	13.3	55.3	4.1	1.2
CRM	33-51	5.0	0.05	0.5	9.1	10.0	10.7	7.0	2.1
CRM/C1g	51-125	6.0	0.04	0.2	5.6	6.8	15.5	12.2	3.2
CRM/C2g	125-142	6.1	0.05	0.3	6.1	8.1	9.2	14.8	3.3
Dg	142-155	6.5	0.06	0.4	6.3	9.3	11.6	14.2	3.5
46-летняя ПАЭ (почва – глеезем криометаморфический постагрогенный криогенно-ожелезненный)									
O1	0-4	5.8	1.5	37.4	24.8	50.5	201.0	40.8	4.7
O2	4-7	5.1	1.1	21.9	19.4	29.1	67.4	44.7	4.6
O3[ay-pa]mr	7-14	4.6	1.2	17.6	14.2	5.5	21.8	28.4	3.4
O4[ay-pa]mr	14-16	4.6	0.6	8.4	14.5	4.3	14.4	16.7	1.9
Gcf, hi	16-39	4.9	0.04	0.4	10.8	8.8	12.6	16.2	2.5
CRM	39-86	5.2	0.04	0.2	5.7	12.7	12.02	15.6	4.1
CRM1/Cg	86-117	5.4	0.04	0.2	5.5	6.4	12.6	17.9	4.0
CRM2/Cg	117-132	5.6	0.05	0.3	5.9	4.0	12.3	14.7	3.0
14-летняя ПАЭ (почва – глеезем криометаморфический постагрогенный)									
W	0-3	5.6	1.3	37.4	28.6	30.4	272.4	33.1	5.5
AY1ao	3-6	5.4	1.9	31.1	16.4	40.2	187.8	33.6	4.4
AY2ao	6-7	5.3	1.0	13.4	13.3	34.3	63.1	10.7	1.2
AY3pa, g	7-14	4.7	0.3	3.5	12.1	15.4	39.5	6.2	0.6
Bg(G)	14-36	4.8	0.05	0.6	10.6	3.4	13.4	2.2	0.5
CRM	36-57	5.0	0.04	0.3	7.0	5.8	15.7	4.6	1.4
CRM1/Cg	57-110	5.5	0.04	0.3	6.8	11.6	13.4	11.5	3.2
CRM2/Cg	110-135	5.9	0.04	0.3	6.6	15.4	13.6	13.5	3.5

*kapuscinskii*, *P. tardum*, *P. lanosum* и стерильный мицелий. В почве 46-летней ПАЭ по частоте встречаемости кроме *Geomyces pannorum* и *Penicillium kapuscinskii* доминировали виды *P. camemberti* и *P. thomii*. Комплекс типичных видов микромицетов почвы 14-летней ПАЭ представлен в основном случайными и редкими видами, что может свидетельствовать о перестройке сообщества микромицетов в ходе сукцессионной смены растительности. В этом сообществе доминировал только один вид – *Penicillium lanosum*.

Виды *Mucor hiemalis*, *Cladosporium cladosporioides*, *Geomyces pannorum*, *Penicillium camemberti*, *P. canescens*, *P. kapuscinskii*, *P. lanosum*, *P. raciborskii*, *P. tardum*, *P. thomii*, *Penicillium sp.*, *Trichoderma sp.* и стерильный мицелий относятся к видам с широкой экологической амплитудой. Они представлены в почвах всех рассмотренных ключевых участков. Виды *Umbelopsis ramaniana*, *Chaetomium globosum*, *T. sympodianum* наиболее четко диагностируют почвенные условия ненарушенных зональных фитоценозов. Они отмечены нами только в почве ерниково-ивняково-

вого мохового сообщества. Виды *Mucor sp.*, *M. racemosus*, *Aspergillus fumigatus*, *Trichoderma polysporum* более характерны для постагрогенной экосистемы (14-летняя ПАЭ), в которой еще сохранен гумусированный пахотный горизонт. Почвенные микоценозы наземной экосистемы, прошедшей более длительный период постагрогенной трансформации (46-летняя ПАЭ), отличались присутствием видов *Umbelopsis isabellina*, *U. vinacea*, *Trichoderma piluliferum*, *Spicaria decumbens*, *Verticillium sp.*

Целлюлозоразрушающие микромицеты в почвах рассмотренных нами биогеоценозов представлены небольшой группировкой видов из родов *Trichoderma*, *Cladosporium*, *Mucor* и *Penicillium*. Вид *Chaetomium globosum* – активный целлюлозолитик – обнаружен только в почве ерниково-ивнякового мохового биогеоценоза. Преобладание сахаролитических грибов в почвах Воркутинской тундры было отмечено и ранее (Биологическое разнообразие..., 2005; Экологические основы..., 2006; Хабибуллина, 2009). Очевидно, что экологические функции микромицетов в условиях тунд-

ры сводятся в основном к иммобилизации и трансформации легкодоступных соединений в короткий период вегетации растений (Роль почвы..., 2011).

В целом видовое разнообразие почвенных микромицетов в ерничково-ивняковой моховой тундре незначительно уступает 14-летней и 46-летней ПАЭ (индекс Шеннона соответственно 2.4, 2.6, 2.7). Полученные данные подтверждают классическую схему постагрогенной сукцессии: обедненность видами окультуренной почвы, их накопление в промежуточных залежных сообществах с максимумом в предклимаксовом сообществе и некоторое снижение в климаксовом целинном микоценозе (Кураков, 2016). По видовому составу микроскопических грибов более близки почвы ерничково-ивняковой моховой тундры и 46-летней ПАЭ (коэффициент Серенсена составляет 76%). Комплекс микромицетов почвы 14-летней ПАЭ характеризуется более выраженной специфичностью видового состава: коэффициент сходства с ерничково-ивняковой моховой тундрой, как и с 46-летней ПАЭ, составил 65%. Очевидно, что на почвенный микоценоз 14-летней ПАЭ существенное влияние оказывает сохранение общего облика агроценоза по видовому составу растительного сообщества и особенностям строения верхней части профиля почвы.

Результаты учета численности грибов методом прямого микроскопирования показали, что распределение спор и мицелия по почвенному профилю изучаемых экосистем практически идентично (табл. 3). Максимум численности бактерий и спор грибов приурочен к органическим горизонтам почв с резким снижением их при переходе к минеральным горизонтам. Мицелий грибов обнаружен только до глубины 8 см в почве ерничково-ивняковой моховой тундры и 14 см – в постагрогенных почвах. Следует отметить, что в почвах ерничково-ивняковой тундры и 46-летней ПАЭ общее количество спор грибов выше, чем в почве 14-летней ПАЭ, однако в последней выявлены самые высокие показатели длины грибного мицелия (табл. 3).

Для почвенных грибов наиболее информативным является соотношение биомассы спор и ми-

Таблица 2  
Видовой состав микромицетов и относительное обилие видов (%) в почвах исследуемых экосистем

Виды	Ерничково-ивняковая моховая тундра	Постагрогенные экосистемы	
		46-летняя	14-летняя
Zygomycota			
<i>Mortierella alpina</i> Peyron	0.2	0.6	–
<i>Mortierella sp.</i>	0.6	1.8	–
<i>Mucor hiemalis</i> Wehmer	0.4	1.0	0.9
<i>M. racemosus</i> Fresen.	–	–	1.4
<i>Mucor sp.</i>	–	–	0.3
<i>Umbelopsis isabellina</i> (Oudem.) W.Gams	–	1.6	–
<i>U. ramanniana</i> (Muller) W. Gams	0.2	–	–
<i>U. vinacea</i> (Dixon.) W.Gams	–	0.6	–
Ascomycota			
<i>Aspergillus fumigatus</i> Fres.	–	–	1.2
<i>Chaetomium globosum</i> Kunze.	0.2	–	–
<i>Cladosporium cladosporioides</i> (Fresen.) G.A. de Vries	3.5	3.3	12.1
<i>Cl. herbarum</i> (Pers.) Link	1.5	–	5.2
<i>Geomyces pannorum</i> (Link) Sigler & J.W. Carmich	10.2	12.5	6.1
<i>Penicillium camemberti</i> Thom	0.8	12.0	7.5
<i>P. canescens</i> Sopp	0.4	2.7	1.2
<i>P. chrysogenum</i> Thom.	2.1	2.0	–
<i>P. decumbens</i>	–	0.4	0.6
<i>P. kapuscinskii</i> Zaleski; Raper a. Thom	25.9	10.4	12.1
<i>P. lanosum</i> Westl.	7.5	6.7	12.7
<i>P. raciborskii</i> K.M. Zalesky	7.7	1.6	2.6
<i>P. simplicissimum</i> (Oudem.) Thom	–	0.2	2.6
<i>P. tardum</i> Thom	7.3	1.6	5.2
<i>P. thomii</i> K.M. Zaleski	9.1	12.9	0.6
<i>P. verrucosum var. cyclopium</i> (Westling) Samson, Stolk & Hadlok	0.2	0.6	–
<i>Penicillium sp.</i>	3.5	4.1	0.6
<i>Trichoderma piluliferum</i> J. Webster & Rifai	–	0.6	–
<i>T. polysporum</i> (Link) Rifai	–	–	1.2
<i>T. sympodianum</i> Kulik	1.4	–	–
<i>T. viride</i> Persoon ex Fries	3.5	1.0	–
<i>Trichoderma sp.</i>	0.2	1.2	0.6
<i>Verticillium sp.</i>	–	0.2	–
<i>Spicaria decumbens</i> Oudem.	–	0.6	–
Неидентифицированные виды			
<i>Mycelia sterilia</i> светлоокрашенный	11.4	9.0	13.5
<i>Mycelia sterilia</i> темноокрашенный	2.3	11.0	5.2

целия, позволяющее оценить не только их суммарную биомассу, но и состояние грибов в почве. Биомасса спор дает представление о пуле (покоящемся запасе) грибов (Полянская, 1995). Изменение биомассы мицелия грибов может отражать в целом условия развития грибов в почве, способствующие активизации или ингибированию роста мицелия (Регуляторная роль почвы..., 2002). Как видно (табл. 3), в исследованных нами почвах благоприятные условия для развития грибного мицелия складываются только в верх-

Численность и биомасса почвенных микроорганизмов в исследуемых экосистемах ( $\bar{x} \pm \sigma$ )

Горизонт	Глубина, см	Численность бактерий, млрд. кл./г а.с.п.	Численность спор грибов, млн. кл./г а.с.п.	Длина мицелия грибов, м/г а.с.п.	Биомасса мкг/г а.с.п.		
					Бактерий	Спор грибов	Грибного мицелия
Ерниково-ивняковая моховая тундра							
O1	0-5	1.4±0.3	44.8±12.7	58.4±23.4	27.2±6.4	68.4±24.8	146.7±14.6
O2	5-8	0.7±0.1	20.5±4.8	31.8±11.6	14.4±1.3	33.3±1.4	60.9±4.8
O3ao	8-12	0.5±0.05	14.5±1.5	Не обнару.	10.5±0.9	31.1±4.2	0
Bg(G)	12-33	0.2±0.03	4.5±0.5	Не обнару.	3.9±0.6	15.2±8.8	0
CRM	33-65	0.2±0.06	1.2±0.2	Не обнару.	4.0±0.8	5.2±1.2	0
CRM/C1g	65-125	0.1±0.05	0.6±0.1	Не обнару.	2.1±0.2	3.2±0.4	0
46-летняя ПАЭ							
O1	0-4	1.6±0.3	47.8±1.8	76.4±8.0	31.3±5.3	60.2±1.8	136.0±25.5
O2	4-7	1.3±0.1	40.5±1.2	57.7±8.7	26.8±1.9	44.9±3.1	100.6±10.7
O3[ay-pa]mr	7-14	1.1±0.1	28.5±0.6	12.5±4.4	12.9±0.8	16.5±3.7	25.0±0.8
O4[ay-pa]mr	14-16	0.2±0.05	4.5±0.3	Не обнару.	4.2±0.5	10.2±2.2	0
Gcf, hi	16-39	0.2±0.03	2.3±0.5	Не обнару.	4.0±0.5	5.2±1.3	0
CRM	39-86	0.1±0.03	1.5±0.2	Не обнару.	2.0±0.6	3.2±0.8	0
CRM2/Cg	117-132	0.1±0.03	0.8±0.2	Не обнару.	2.0±0.6	2.7±0.5	0
14-летняя ПАЭ							
W	0-3	2.2±0.6	25.4±2.1	112.3±22.8	44.3±4.5	50.9±11.2	216.6±35.6
AY1ao	3-6	1.3±0.2	19.2±2.7	62.9±14.3	26.4±5.1	25.6±4.5	98.5±21.3
AY2ao	6-7	0.7±0.1	3.1±1.2	21.7±4.2	14.2±3.2	7.2±3.1	47.3±11.6
AY3pa, g	7-14	0.15±0.05	1.6±1.1	4.8±1.6	3.2±1.2	3.5±1.1	12.1±5.1
Bg(G)	14-36	0.1±0.03	0.8±0.2	Не обнару.	1.7±0.8	2.4±0.6	0
CRM	36-57	0.1±0.03	0.6±0.2	Не обнару.	1.7±0.5	2.2±0.3	0
CRM1/Cg	57-110	0.1±0.02	0.5±0.1	Не обнару.	1.8±0.5	2.3±0.3	0
CRM2/Cg	110-135	0.1±0.03	0.5±0.1	Не обнару.	1.6±0.4	2.1±0.4	0

Примечание:  $\bar{x}$  – среднее значение,  $\sigma$  – стандартное отклонение

них горизонтах. В почвах зонального тундрового сообщества и в 46-летней ПАЭ эти условия затрагивают только верхнюю часть органогенного горизонта (оторфованной подстилки). Здесь мицелий доминирует над спорами и составляет 56-60% общей биомассы. Величина соотношения биомассы мицелия к спорам составляет 2:1. Биомасса бактерий почти на порядок ниже биомассы грибов и составляет 11-13% общей биомассы.

Относительно высокими показателями микробной биомассы характеризуются органогенные горизонты почвы 14-летней ПАЭ, причем мицелий грибов концентрируется не только в органогенном горизонте, но и проникает в гумусированную часть минеральной толщи профиля. В сохранившемся пахотном горизонте, равно как и в формирующемся на поверхности постагрогенной почвы органогенном горизонте, мицелий микромицетов доминирует над спорами и составляет до 70% общей биомассы. На долю спор в верхних горизонтах почвы 14-летней ПАЭ приходится 10-18%, бактерий – 14-20% общей микробной биомассы. С глубиной доля спор в общей биомассе значительно возрастает, достигая 66%.

Несмотря на высокое содержание элементов питания в верхних горизонтах всех рассмотрен-

ных почв (табл. 1), общая биомасса микроорганизмов возрастает в ряду: ненарушенный биогеоценоз → 46-летняя ПАЭ → 14-летняя ПАЭ. Важным фактором, лимитирующим развитие микроскопических грибов, определяющих пул микробной биомассы во всех исследованных почвах, может быть избыточная влажность поверхностных горизонтов, что особенно характерно для почвы ерниково-ивняковой моховой тундры. Не исключено, что на развитие микромицетов в почве ерниково-ивняковой моховой тундры определенное влияние оказывает и меньшая величина порозности верхних минеральных горизонтов по сравнению с почвами постагрогенных экосистем, что существенно ограничивает рост гифов грибов и обуславливает уменьшение их диаметра.

### Заключение

В результате детального исследования комплексов микроскопических грибов выявлены основные закономерности профильного распределения их биомассы и количественных показателей таксономического состава микоценозов в тундровых почвах типичного для подзоны южной тундры ерниково-ивнякового сообщества и разновозрастных постагрогенных экосистем. Выявлено

преобладание в структуре микробной биомассы верхних горизонтов почв грибов (80%). В почвах ерничково-ивняковой моховой тундры доля спор грибов составляет 32-35%, в почвах постагрогенных экосистем – соответственно 31-40 (46-летняя ПАЭ) и 13-22% (14-летняя ПАЭ). Подтверждена выявленная ранее приуроченность физиологически активной микобиоты преимущественно к верхней части профиля тундровых почв. Отмечено более глубокое проникновение грибного мицелия вниз по профилю почв постагрогенных систем, обусловленное соответствующей трансформацией верхних минеральных горизонтов почв в процессе их сельскохозяйственного использования и сохранения в них благоприятного для микроскопических грибов водно-воздушного режима на стадии постагрогенной сукцессии.

Установлено, что видовое разнообразие почвенных микромицетов, выявленное на основании идентификации колоний грибов при посеве почвенных суспензий на стандартные среды Чапека и Гетчинсона, не коррелирует с величиной их биомассы, определяемой методом люминесцентной микроскопии. Комплекс микромицетов исследованных почв представлен 34 видами из 11 родов, относящихся к отделам *Zygomycota* и *Ascomycota*. Максимальным видовым разнообразием отличается близкий к климаксовому микоценозу почвы 46-летней постагрогенной экосистемы, что отражает классическую схему постагрогенной сукцессии почвенных микоценозов. Различия в видовом составе растительных сообществ зональной экосистемы и 14-летней постагрогенной экосистемы обуславливают специфичность почвенной микобиоты последней.

Особенностями микоценозов тундровых целинных и постагрогенных почв являются доминирование стерильного мицелия, преобладание в составе микоценозов представителей рода *Penicillium*, постоянное присутствие в почвах вида *Geotrichum pannorum*. Состав растительности лугового сообщества, характерного для 14-летней ПАЭ, обусловил высокое обилие в ее почве наряду с пенициллами и стерильным мицелием видов рода *Cladosporium*.

Проведенные исследования показали, что в пятом десятилетии постагрогенной сукцессии (46-летняя ПАЭ) комплекс почвенных микроскопических грибов по качественным и количественным характеристикам приближается к почве зональной ерничково-ивняковой моховой тундры. Сходство видового состава, показателей численности и биомассы почвенных грибов в этих экосистемах свидетельствует о завершающем этапе постагрогенеза. Между 14-летней ПАЭ и ерничково-ивняковой моховой тундрой существуют более значимые различия во флористическом составе растительных сообществ, что обусловило соответствующие различия в численности, био-

массе микромицетов, а также специфичность видового состава грибов почвы луга. Это свидетельствует о слабой выраженности процессов восстановления агрогенно преобразованной почвы, находящейся в состоянии залежи в течение первых 14 лет.

*Работа выполнена при финансовой поддержке проекта Комплексной программы УРО РАН № 15-12-4-45 «Функционирование и эволюция экосистем криолитозоны европейского северо-востока России в условиях антропогенных воздействий и изменения климата».*

#### ЛИТЕРАТУРА

Арчегова, И. Б. Возобновление биологического разнообразия на техногенных территориях севера в процессе ускоренного природовосстановления / И. Б. Арчегова, Н. С. Котелина, Л. П. Турубанова // Биологическое разнообразие антропогенных трансформированных ландшафтов европейского Северо-Востока. – Сыктывкар, 1996. – С. 46–59. – (Труды Коми НЦ УРО РАН ; № 149).

Атлас почв Республики Коми. – Сыктывкар, 2010. – 356 с.

Биологическое разнообразие и продуктивность антропогенных экосистем Крайнего Севера / А. Н. Панюков, Н. С. Котелина, И. Б. Арчегова, Ф. М. Хабибуллина. – Екатеринбург, 2005. – 120 с.

Головченко, А. В. Сезонная динамика численности и биомассы микроорганизмов по профилю почвы / А. В. Головченко, Л. М. Полянская // Почвоведение. – 1996. – № 10. – С. 1227–1233.

Динамика некоторых свойств постагрогенных почв южной тайги в связи с особенностями смены растительности / А. С. Владыченский, В. М. Телеснина, К. А. Румянцева, С. И. Филимонова // Вестник Московского ун-та. Серия 17, Почвоведение. – 2009. – № 1. – С. 3–11.

Евдокимова, Г. А. Трансформация растительных остатков в почве в зоне воздействия аэротехногенных выбросов алюминиевого завода / Г. А. Евдокимова, В. Н. Переверзев, Н. П. Мозгова // Почвоведение. – 2013. – № 8. – С. 1005.

Кирцидели, И. Ю. Дифференциация комплексов почвенных микромицетов Арктических территорий / И. Ю. Кирцидели // Современная микология в России : тезисы докладов I съезда микологов России. – Москва : Национальная академия микологии, 2002. – С. 57.

Классификация почв России. – Москва, 2004. – 341 с.

Комплексы микроскопических грибов в почвах и грунтах полярного острова Известий ЦИК (Карское море) / И. Ю. Кирцидели, Д. Ю. Власов, Е. П. Баранцевич, В. А. Крыленков, В. Т. Соколов // Микология и фитопатология. – 2014. – Т. 48, № 6. – С. 365–371.

Корчагин, А. А. Полевая геоботаника / А. А. Корчагин. – Москва ; Ленинград : Наука, 1964. – 532 с.

Котелина, Н. С. Производство кормов в условиях Крайнего Севера / Н. С. Котелина, И. Б. Арчегова, В. А. Иванов // Аграрная наука. – 1985. – № 7. – С. 37–44.

Кураков, А. В. Видовое разнообразие микроскопических грибов в лесных экосистемах южной тайги европейской части России / А. В. Кураков, Т. А. Семенова // Микология и фитопатология. – 2016. – Т. 50, № 6. – С. 367–378.

Кураков, А. В. Методы определения и характеристики комплексов микроскопических грибов наземных

экосистем : учебно-методическое пособие / А. В. Кураков. – Москва : Макс Пресс, 2001. – 92 с.

Методы почвенной микробиологии и биохимии / под ред. Д. Г. Звягинцева. – Москва : Изд-во МГУ, 1991. – 304 с.

Мирчинк, Т. Г. Почвенная микология / Т. Г. Мирчинк. – Москва : Изд-во МГУ, 1988. – 220 с.

Особенности природопользования и перспективы природовосстановления на крайнем севере России / Н. С. Котелина, И. Б. Арчегова, Г. Г. Романов, Л. П. Турубанова. – Екатеринбург : УрО РАН, 1998. – 148 с.

Паринкина, О. М. Микрофлора тундровых почв / О. М. Паринкина. – Ленинград : Наука, 1989. – 159 с.

Полевой определитель почв. – Москва : Почвенный институт им. В. В. Докучаева, 2008. – 182 с.

Распределение численности и биомассы микроорганизмов по профилям зональных типов почв / Л. М. Полянская, В. В. Гейдебрект, А. Л. Степанов, Д. Г. Звягинцев // Почвоведение. – 1995. – № 3. – С. 322–328.

Регуляторная роль почвы в функционировании таежных экосистем. – Москва : Наука, 2002. – 364 с.

Роль почвы в формировании и сохранении биологического разнообразия. – Москва : Товарищество научных изданий КМК, 2011. – 273 с.

Хабибуллина, Ф. М. Почвенная микобиота естественных и антропогенно нарушенных экосистем северо-востока европейской части России : дис. ... доктора биол. наук: 03.00.16 / Ф. М. Хабибуллина. – Сыктывкар, 2009. – 364 с.

Хантимер, И. С. Залужение – основа обеспечения кормами молочного животноводства в тундре / И. С.

Хантимер // Сообщества Крайнего Севера и человек. – Москва : Наука, 1985. – С. 115–133.

Хантимер, И. С. Сельскохозяйственное освоение тундры / И. С. Хантимер. – Ленинград : Наука, 1974. – 227 с.

Черепанов, С. К. Сосудистые растения России и сопредельных государств / С. К. Черепанов. – Санкт-Петербург : Мир и семья-95, 1995. – 992 с.

Экологические основы управления продуктивностью агрофитоценозов восточно-европейской тундры / И. Б. Арчегова, Н. С. Котелина, Л. К. Грунина, Г. Г. Романова, Л. П. Турубанова, Е. С. Братенкова. – Ленинград : Наука, 1991. – 152 с.

Domsh, K. H. Compendium of soil fungi / K. H. Domsh, W. Gams, T.-H. Anderson // IHW-Verlag Eching. – 2007. – 672 p.

Ley, R. E. Fungal and bacterial responses to phenolic compounds and amino acids in high altitude barren soils / R. E. Ley, S. K. Schmidt // Soil. Biol. Biochem. – 2002. – N 34. – P. 989–995.

Ramirez, C. Manual and atlas of the Penicillia / C. Ramirez // Amsterdam ; N.-Y. ; Oxford : Elsevier Biomedical Press. – 1982. – 874 p.

Seasonal dynamics of previously unknown fungal lineages in tundra soils / C. W. Schadt, A. P. Martin, D. A. Lipson, S. K. Schmidt // Science. – 2003. – N 301. – P. 1359–1361.

Structure and function of alpine and arctic microbial communities / D. R. Nemergut, E. K. Costello, A. F. Meyer, M. Y. Pescador, M. N. Weintraub, S. K. Schmidt // Microbiology. – 2005. – N 156. – P. 775–784.

## SOIL FUNGI AS COMPONENTS OF POSTAGROGENIC BIOGEOCOENOSES IN TUNDRA

V.A. Kovaleva, S.V. Deneva, A.N. Panyukov, E.M. Lapteva

*Institute of Biology of Komi Scientific Centre of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Syktывkar*

*Summary.* Direction and intensity of physical, chemical and microbiological processes are changed during postagrogenic succession in soil of abandoned arable lands. Changes in ecological conditions affect also structural-functional state of soil microbiota. To reveal the mechanisms of the postagrogenesis and to determine the direction of this process in the tundra zone, we should get data not only on soil and vegetation changes, but also on composition and structure of soil microbiota and soil micromycetes are one of its main components. We studied quantitative indicators and qualitative characteristics of microbiota in soils of the zonal biocenosis and postagric ecosystems of different age in the southern bush tundra (Vorkuta area, the Komi republic). Our studies demonstrated the prevalence of fungi in soil microbial biomass. Soil at 14-year site demonstrated higher values of length and weight of mycelium than soil in dwarf birch-salix-moss tundra and soil at 46-year site where spores count 40 % of total fungal biomass. 32 species of micromycetes from 11 genera from *Zygomycota* and *Ascomycota* divisions were recorded from the studied soils. Mycobiota of all the soils under study has limited species diversity and abundance of different forms of sterile mycelium. Genus *Penicillium* was dominant and the species *Geomyces pannorum* was constant species in the study. The highest species diversity was found at 46-year site closed to climax ecosystem that reflects the classical scheme of postagrogenic succession of soil microbial communities. The differences between zonal community and 14-year site were caused by the specificity of soil mycobiota of the latter.

*Key words:* soil micromycetes, postagric ecosystem, tundra zone, Komi republic

## МЕТА-АНАЛИЗ ВЛИЯНИЯ РУБКИ ХВОЙНЫХ ЛЕСОВ И ПОСЛЕДУЮЩИХ СУКЦЕССИОННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ НА ЧИСЛЕННОСТЬ ПОЧВЕННЫХ НЕМАТОД

А.А. Кудрин

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки  
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН, Сыктывкар  
E-mail: kudrin@ib.komisc.ru

*Аннотация.* Проведен мета-анализ влияния рубки хвойных лесов на численность нематод. Показано, что наиболее ярко эффект сведения древесной растительности в результате промышленной рубки хвойных лесов проявляется на начальных этапах восстановительной сукцессии (0-5 лет) и выражается в значительном сокращении численности нематод в почвах по сравнению с контрольными, ненарушенными, биотопами. На 8-11-й год сукцессионной смены растительности величина эффекта приближается к нулю. Мета-анализ показал, что более выраженное отрицательное влияние на почвенных нематод оказывает удаление порубочных остатков на лесосеках после рубки древостоя. При их сохранении на поверхности почвы численность нематод близка к контрольным участкам. Величина отрицательного эффекта рубки может зависеть и от вида деревьев-эдикаторов. Сокращение численности нематод в почвах послерубочных экосистем более ярко проявляется в сосновых лесах. В ельниках и лесах, основу древостоя которых составляют псевдотсуга и туя, негативный эффект рубки выражен слабее, чем в сосняках, и не отличается между собой.

*Ключевые слова:* мета-анализ, вырубки, послерубочные сукцессии, почвенные нематоды

### Введение

Заготовка древесины – один из основных видов антропогенного воздействия на бореальные леса Земли. Данный вид хозяйственной деятельности человека приводит к существенным изменениям экологических условий функционирования почвенной биоты. На вырубках возрастает температура почвы в летний период по сравнению с ненарушенными лесами, отмечается увеличение амплитуды колебаний температуры верхних горизонтов почв (Huhta, 1971; Kubin, 1991; Дымов, 2016). Существенной модификации подвергается водный режим почв. В первые месяцы обычно регистрируют общее увеличение влажности почвы (заболачивание), в ряде случаев наблюдают повышение уровня грунтовых вод (Jansson, 1987; Путеводитель..., 2007). Существенные изменения затрагивают и другие физико-химические свойства почвы (Изменение почв..., 2015), в том числе изменение пористости, агрегированности, содержания различных химических элементов и т.п. К тому же на вырубках резко изменяются структура и обилие поступающего в почву органического вещества. Например, непосредственно после рубки лесов в почву и на ее поверхность поступает значительное количество органики в виде отмерших корней, сучьев и т.п. (Keenan, 1993).

Наряду с резким изменением экологических условий на изменения в сообществах почвенных беспозвоночных оказывают влияние сукцессионные процессы, связанные с последовательной сменой растительного покрова на вырубках. Наиболее общей реакцией со стороны почвенных беспозвоночных на сведение древостоя является значительное сокращение их численности и разнообразия, депрессия и гибель сапрофагов, увеличение пресса хищников (Ганин, 1997; Reserves,

resilience..., 2003; Siira-Pietikainen, 2003). Однако ряд исследований демонстрирует отклонения от общего тренда, проявляющиеся либо в отсутствии изменений, либо, наоборот, в увеличении численности отдельных групп (Effect of silvicultural..., 1967; Lundkvist, 1983). При этом различные группы почвенных беспозвоночных могут отличаться по своей реакции на рубку леса (Влияние рубок..., 2013).

Варьирование реакции почвенной биоты на изменение условий в послерубочных экосистемах может быть обусловлено различными факторами. В результате рубки леса остается большое количество отходов, так называемых порубочных остатков. Они в соответствии с технологическими особенностями могут либо удаляться, либо оставаться на поверхности почвы, определяя различия в количестве поступающей в почву мертвой органики (Staaf, 1994) и трансформируя условия существования почвенной биоты. Другим фактором модификации влияния рубки леса на почвенных животных могут служить особенности видового состава древостоя. Вид дерева может в значительной степени определять такие почвенные свойства, как содержание почвенного органического вещества и кислотность (Differences in Soil..., 2011). Различия в качестве опада и его количестве влияют на процессы деструкции, формирования и круговорота почвенного органического вещества (Carbon and nitrogen..., 2008; Fine root decomposition..., 2010). В связи с этим последствия рубки для почвенной экосистемы могут в значительной степени отличаться между различными типами лесов (A meta-analysis..., 2011).

Почвенные нематоды – одна из наиболее многочисленных и широко распространенных групп почвенных беспозвоночных животных. Они занимают ключевые позиции в почвенной пище-

вой сети (Community..., 2001; Ferris, 2010). Их трофические взаимодействия с представителями почвенной микробиоты оказывают серьезное влияние на почвенные процессы и рост растений (Nitrogen mineralization..., 1998). Благодаря характерным особенностям, нематоды являются прекрасными индикаторами изменений почвенных условий в результате антропогенных или естественных нарушений (Bongers, 1999; Ferris, 2006). В настоящее время накоплен достаточный объем данных, на основе которых, используя мета-анализ, можно оценить влияние рубок хвойных лесов на почвенных нематод и выявить факторы, модифицирующие интенсивность данного воздействия (Sohlenius, 1982, 1997, 2002; Forge, 2000; Panesar, 2000; Hanel, 2004; Влияние рубок..., 2013).

Под мета-анализом понимают статистическую обработку данных, позволяющую количественно объединить результаты нескольких независимых исследований. Суть анализа заключается в переводе разнородных данных из отобранных по определенным критериям публикаций в сопоставимые величины эффектов с последующим анализом полученных оценок для выявления общих закономерностей и факторов, детерминирующих изменчивость фактологических данных. Мета-анализ учитывает репрезентативность каждого из первичных исследований, придавая больший вес тем работам, которые основаны на большем количестве независимых повторностей.

Цель данной работы заключалась в количественном обобщении имеющихся опубликованных данных о влиянии рубки хвойных лесов на численность почвенных нематод. В задачи исследования входило: 1) выяснение особенностей изменения численности нематод в результате сукцессионных изменений после рубки леса; 2) оценка роли технологических различий в заготовке древесины для нематод; 3) выявление влияния доминирующего вида деревьев на последствия лесозаготовительной деятельности для почвенных нематод.

### Материалы и методы

**Подбор данных.** Подбор литературы о влиянии сплошнолесосечных рубок и послерубочной сукцессии растительного покрова на численность почвенных нематод осуществляли с использованием ресурсов для поиска научной информации GoogleScholar и eLIBRARY.RU. Для формирования запросов использовали следующие ключевые слова: «вырубка», «нематоды», «soil nematodes», «logging», «clear-cut», «harvesting». Из каждого найденного источника использовали пары сравнения – показатели численности нематод на вырубках и в контрольных биотопах, не подвергавшихся рубке. Для извлечения данных из диаграмм и графиков, представленных в статьях,

применяли программу PlotDigitizer 2.6.4. Из общего списка исключали статьи, где отсутствовали данные, характеризующие объем выборок и показатели варьирования численности нематод (стандартная ошибка или стандартное отклонение).

В ходе работы проанализировали отклонение численности нематод в почвах на различных этапах послерубочной сукцессии растительного покрова (0-1 год, 2-5 лет, 8-11 лет и 20-40 лет) по сравнению с почвами контрольных биотопов. Оценили влияние уборки порубочных остатков с территории (на примере участков с послерубочным периодом восстановления растительного покрова не более 11 лет). Определяли влияние видов деревьев: сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.), ели европейской (*Picea abies* L.) и ели сибирской (*Picea obovata* Ledeb), туи складчатой (*Thuja plicata* Donn) и псевдотсуги Мензиса (*Pseudotsuga menziesii* Mirb.) на изменение численности почвенных нематод после рубки леса (на примере вырубок возрастом ≤11 лет).

**Расчет величины эффекта.** В качестве величины эффекта (ES) в проведенном мета-анализе использовали отношение откликов (response ratio). Для каждой пары сравнения величину эффекта рассчитывали по формуле (Gurevitch, 2001):

$$ES = \ln \left( \frac{X_E}{X_C} \right),$$

где  $X_E$  – средняя численность нематод на вырубке,  $X_C$  – средняя численность нематод в контрольном биотопе.

Для расчета «веса» по каждой паре сравнения вычисляли размер вариации численности нематод ( $v$ ):

$$v = \frac{(SD_E)^2}{n_E \cdot X_E^2} + \frac{(SD_C)^2}{n_C \cdot X_C^2},$$

где  $SD_E$  – стандартное отклонение численности нематод на вырубке,  $n_E$  – количество измерений численности нематод на вырубке,  $X_E$  – средняя численность нематод на вырубке,  $SD_C$  – стандартное отклонение численности нематод в контроле,  $n_C$  – количество измерений численности нематод в контроле,  $X_C$  – средняя численность нематод в контроле.

Среднюю величину эффекта ( $ES_m$ ) рассчитывали по формуле:

$$ES_m = \frac{\sum_{i=1}^k (W_i \cdot ES_i)}{\sum_{i=1}^k W_i},$$

где  $k$  – число пар сравнения,  $ES_i$  – индивидуальный размер эффекта в паре  $i$ ,  $W_i$  – «вес» пары сравнения  $i$ , рассчитываемый по формуле  $W_i = 1/v$ .

Стандартную ошибку средней величины эффекта ( $S_{ESm}$ ) вычисляли по формуле:

$$S_{ESm} = \sqrt{\frac{1}{\sum_{i=1}^k W_i}}.$$

Доверительный интервал (CI) для  $ES_m$  рассчитывали по формуле:

$$CI = ES_m \pm t_{\alpha/2[k-1]} \cdot S_{ESm},$$

где  $t$  – двухсторонне критическое значение, найденное из  $t$ -распределения Стьюдента при критическом уровне  $\alpha$ , при  $k-1$  степени свободы.

**Результаты и обсуждение**

В результате поиска литературы было выявлено 10 источников по интересующей нас теме, однако три из них не удовлетворяли критерию наличия данных о показателях вариации. Таким образом, в мета-анализе использовали результаты семи исследований, опубликованные в период с 1982 по 2013 г. (см. таблицу). В большинстве работ исследования проведены на нескольких участках, таким образом, для статистической обработки результатов исследований использовали 32 пары сравнения.

**Изменение численности нематод на различных этапах послерубочной сукцессии.** Проведенный мета-анализ показал, что эффект рубки леса наиболее выражен на начальных этапах послерубочной сукцессии (0-5 лет) и выражается в значительном сокращении численности нематод по сравнению с контрольными биотопами (см. рисунок). Отрицательное влияние рубки леса на численность почвенных нематод обычно связывают с их трофическими взаимодействиями (Sohlenius, 1982; Forge, 2000). В результате изменения экологических условий на вырубках происходит существенное сокращение биомассы грибного мицелия в почве (Vaath, 1980), в особенности микоризных грибов (Jones, 2003). В свою очередь это отражается на изменении численности микотрофных нематод, обычно доминирующих в хвойных лесах (Forge, 2000; Hanel, 2004). Вырубка деревьев приводит к резкому снижению количества и качества поступающих корневых выделений в почву (Smolander, 2001), что является немаловажным фактором регулирования численности нематод (Kudrin, 2017). Однако ряд исследователей регистрирует отсутствие серьезных измене-

ний в численности нематод-бактериотрофов. Последнее может быть следствием сохранения или, в некоторых случаях, увеличения биомассы бактериального пула в связи с поступлением в почву значительного количества отмерших растительных остатков (Forge, 2000). Несмотря на серьезные изменения почвенных параметров (физико-химических свойств) в результате сведения древесной растительности, большинство авторов не придают особой роли прямому влиянию таких последствий на почвенных нематод (Panesar, 2000; Hanel, 2004), хотя такие факторы, как температура, влажность и рН почвы имеют немаловажное значение для рассматриваемой группы почвенных беспозвоночных (Dynamics and..., 1998; Nematode community..., 2001).

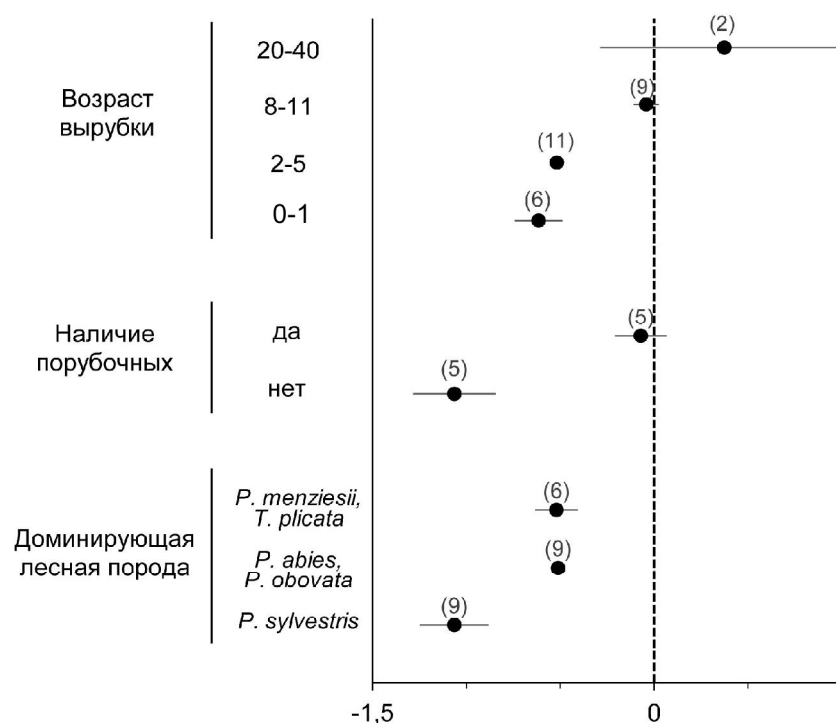
На основании проведенного мета-анализа установлено, что в период от начального момента после рубки леса и в течение первых пяти лет показатели численности нематод в почвах вырубок находятся на одном уровне – значительного изменения эффекта не наблюдается (см. рисунок). На 8-11-й год величина эффекта приближается к нулю. Эти изменения хорошо согласуются с сукцессией растительности после рубки деревьев (Крестовский, 1986). В первые годы обычно происходят не только изменения экологических условий на вырубках, но и изменения в составе растений напочвенного покрова и кустарничкового яруса.

В дальнейшем активизируется рост лиственных деревьев и уже на 8-15-й год происходит полное смыкание их крон. Вероятно, именно смена растительности, обуславливающая постепенное восстановление гидрологического режима почв и их физико-химических свойств, приводит к росту численности нематод на месте вырубки до показателей, отмечаемых на контрольных участках. По данным мета-анализа, на вырубке по прошествии 20-40 лет восстановления древесного яруса отмечено некоторое увеличение численности нематод в сравнении с ненарушенными рубками лесными биотопами. Однако данные резуль-

**Краткая характеристика объектов исследований, использованных для мета-анализа влияния рубки леса и последующих сукцессионных изменений на численность почвенных нематод**

Источник литературы	Место проведения исследования	Доминирующий вид деревьев	Возраст вырубки	Среднегодовая температура	Сумма осадков
Sohlenius, 1982	Швеция	<i>Pinus sylvestris</i>	2-3 года	3.8 °C	607 мм
Sohlenius, 1997	Швеция	<i>Pinus sylvestris</i>	1-16 лет	3.8 °C	607 мм
Forge, 2000	Канада, Британская Колумбия	<i>Pseudotsuga menziesii</i> , <i>Thuja plicata</i>	0-8 лет	7.8 °C	700 мм
Panesar, 2000	Канада, Британская Колумбия	<i>Pseudotsuga menziesii</i> , <i>Thuja plicata</i>	0-2 года	10 °C	1860 мм
Sohlenius, 2002	Швеция	<i>Pinus sylvestris</i>	0-20 лет	3.8 °C	600 мм
Hanel, 2004	Чешская Республика	<i>Picea abies</i>	2-11 лет	2-4 °C	1000 мм
Влияние рубок..., 2013	Россия, Республика Коми	<i>Picea obovata</i>	10-41 год	0.3 °C	520 мм





Средние величины эффектов ( $ES_m$ ) влияния рубки хвойных лесов на численность почвенных нематод в зависимости от возраста вырубki, наличия порубочных остатков и доминирующего до вырубki вида деревьев.

Примечание: черная точка – среднее значение величины эффекта; горизонтальные линии – доверительный интервал (95%); цифры в скобках – количество пар сравнения, на основании которых рассчитывали величину эффекта; пунктирная линия – отсутствие эффекта.

таты основаны только на двух парах сравнения, что не позволяет дать достоверную оценку изменения численности почвенных нематод на данном этапе сукцессии.

**Влияние технологических различий в рубке леса на численность нематод.** Результаты мета-анализа указывают на существенную значимость наличия порубочных остатков после рубки леса на численность почвенных нематод. При удалении остатков отмечена общая для почвенных беспозвоночных тенденция сокращения численности, тогда как при их сохранении на поверхности почвы численность нематод слабо отличалась от контрольных биотопов (см. рисунок). Подобный эффект может быть обусловлен двумя явлениями, связанными с присутствием на поверхности почвы порубочных остатков. Во-первых, их наличие приводит к существенному увеличению количества органического вещества, поступающего в почву (Lundgren, 1982). Как известно, общее количество хвои в биогеоценозах хвойных лесов обычно значительно превосходит среднегодовое количество опада, поступающего в почву (Baath, 1980) и включающегося в деструкционные процессы (Lundkvist, 1983). Удаление порубочных остатков приводит к изъятию из биологического круговорота большого количества органики, которая при условии ее оставления на месте активно трансформируется микроорганизмами, способствуя росту почвенного бактериального пула. Не-

матоды в свою очередь трофически тесно связаны с бактериями и могут увеличивать свою численность в ответ на возрастание обилия микроорганизмов (Ferris, 2010).

Во-вторых, порубочные остатки могут влиять на изменение гидротермического режима почвы. Так, например, оттаивание почвы происходит значительно быстрее на участках без порубочных остатков, здесь также более выражены и температурные колебания (Jansson, 1987). По данным E. Baath (1980), влажность почвы на участках, где проведено удаление порубочных остатков в процессе рубки и вывоза древесины, на 17-38% ниже по сравнению с участками лесосек, где отходы заготовки остаются на месте. Влажность и температура почв, в свою очередь, являются ведущими факторами, регулирующими микробиологическую активность в почвах вырубок (Baath, 1980; Lundgren, 1982), и могут опосредованно влиять на комплекс почвенных нематод.

**Влияние доминирующего вида деревьев на последствия рубки для почвенных нематод.**

Во всех формациях леса, включенных в данный мета-анализ, отмечается отрицательный эффект рубки на численность почвенных нематод (см. рисунок). Наиболее ярко такой эффект проявляется в сосновых лесах. В ельниках и лесах, сформированных псевдотсугой и туей, сокращение численности нематод в результате рубки выражено слабее, чем в сосняках, и не отличается между собой.

В случае сосновых и еловых лесов такие различия могли быть обусловлены спецификой почвенных условий. Так, почвы еловых лесов в большинстве случаев более богаты органическим веществом, азотом и другими элементами минерального питания по сравнению с сосновыми лесами (Differences..., 2011). В ельниках также выше, чем в сосняках, концентрация минеральных веществ в опаде и его количество (Johansson, 1995; Current..., 2008). В связи с этим в условиях «бедных» почв сосновых фитоценозов зависимость почвенных нематод от корневых выделений деревьев, вероятно, будет выражена сильнее, нежели в ельниках, где больший объем и «пищевая ценность» опада определяют более интенсивное развитие микробиоты. В этом случае сведение древостоя в сосновых ценозах и прерывание потока корневых экссудатов будут приводить к более катастрофичным последствиям для почвенных нематод, чем при рубке еловых лесов.

Для еловых лесов также характерны значительно большие запасы органического вещества как в наземной (Carbon distribution..., 1997), так и подземной (Variation in fine..., 2007) биомассе. Таким образом, количество мертвой органики, поступающей в почву при рубке еловых лесов, будет превышать таковое при рубке сосняков. Вследствие этого ухудшение условий для существования нематод на еловых вырубках может быть менее выраженным. Еловые и сосновые леса, включенные в наш анализ, характеризуются сравнительно близкими климатическими условиями (за исключением количества выпадающих осадков), что в некоторой степени предполагает не столь существенную роль климатического фактора в изменении интенсивности негативного эффекта рубки на нематод в еловых и сосновых лесах.

Следует отметить, что мета-анализ не выявил существенных различий в интенсивности негативного эффекта рубки еловых лесов и лесов, сформированных псевдотсугой и туей, для почвенных нематод, хотя данные леса произрастают в различных по климатическим параметрам условиях и представлены различными по видовому составу древостоями (см. таблицу). Причины отсутствия различий в ответе нематод на сведение древостоя в этих типах леса не вполне понятны. В литературе отсутствуют данные, позволяющие сопоставить запасы органического вещества и элементов питания в почвах указанных сообществ, обилие и «ценность» их опада, что в свою очередь не позволяет сделать выводы о роли этих показателей в изменении интенсивности ответной реакции комплекса нематод на рубку. По всей видимости, в данных формациях лесов роль как доминирующего вида деревьев, так и климатических условий в модификации интенсивности ответа нематод на рубку носит незначительный характер.

### Заключение

Применение мета-анализа позволило провести количественную оценку влияния рубок хвойных лесов на численность почвенных нематод на основе данных нескольких независимых исследований. Результаты мета-анализа показали, что наиболее ярко эффект рубки и послерубочной смены растительного покрова проявляется на начальных этапах сукцессии (0-5 лет) и выражается в значительном сокращении численности нематод по сравнению с контрольными биотопами, тогда как уже на 8-11-й год после проведения сплошнелесосечных рубок величина эффекта приближается к нулю. Мета-анализ указывает на существенную значимость наличия порубочных остатков для эффекта рубки, что проявляется в более выраженном сокращении численности нематод при условии удаления порубочных остат-

ков с территории вырубки. Во всех типах леса, вошедших в данный мета-анализ, наблюдается сокращение численности нематод в ответ на сведение леса (см. рисунок). Однако интенсивность такого эффекта может зависеть от доминирующего вида деревьев. Сосновые леса характеризуются наиболее выраженными негативными последствиями рубки для нематод, тогда как в ельниках и лесах, сформированных псевдотсугой и туей, сокращение численности нематод проявляется слабее, чем в сосняках, и не отличается между собой.

*Работа выполнена при финансовой поддержке проекта Комплексной программы УРО РАН № 15-12-4-45 «Функционирование и эволюция экосистем криолитозоны европейского северо-востока России в условиях антропогенных воздействий и изменения климата».*

### ЛИТЕРАТУРА

- Влияние рубок главного пользования на биотический комплекс среднетаежных подзолистых почв / Е. М. Лаптева, А. А. Колесникова, А. А. Таскаева, Т. Н. Конакова, А. А. Кудрин, Ю. А. Виноградова, Е. М. Перминова // Разнообразие лесных почв и биоразнообразие лесов : материалы докладов V Всероссийской научной конференции по лесному почвоведению с международным участием, 24–27 сентября 2013 г., Пущино. – Пущино, 2013. – С. 175–177.
- Ганин, Г. Н. Почвенные животные Уссурийского края / Г. Н. Ганин. – Владивосток ; Хабаровск : Дальнаука, 1997. – 160 с
- Дымов, А. А. Изменение температурного режима подзолистых почв в процессе естественного лесовозобновления после сплошнелесосечных рубок / А. А. Дымов, В. В. Старцев // Почвоведение. – 2016. – № 5. – С. 599–608.
- Изменение почв и почвенного покрова еловых лесов после сплошнелесосечных рубок / Е. М. Лаптева, Г. М. Втюрин, К. С. Бобкова, Д. А. Каверин, А. А. Дымов, Г. А. Симонов // Сибирский лесной журнал. – 2015. – № 5. – С. 64–76.
- Крестовский, О. И. Влияние вырубок и восстановления лесов на водность рек / О. И. Крестовский. – Ленинград : Гидрометеиздат, 1986. – 119 с.
- Путеводитель научной почвенной экскурсии. Подзолистые суглинистые почвы разновозрастных вырубок (подзона средней тайги). – Сыктывкар : Институт биологии Коми НЦ Уро РАН, 2007. – 84 с.
- A meta-analysis of the effects of clearcut and variable-retention harvesting on soil nitrogen fluxes in boreal and temperate forests / L. Jerabkova, C. E. Prescott, B. D. Titus, G. D. Hope, M. B. Walters // Can. J. For. Res. – 2011. – Vol. 41. – P. 1852–1870.
- Baath, E. Soil fungal biomass after clear-cutting of a pine forest in central Sweden / E. Baath // Soil Biology and Biochemistry. – 1980. – Vol. 12. – P. 495–500.
- Bongers, T. Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring / T. Bongers, H. Ferris // Trends in Ecology and Evolution. – 1999. – Vol. 14. – P. 224–228.
- Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species / L. Vesterdal, I.K. Schmidt, I. Callesen, L.O. Nilsson, P. Gundersen // Forest Ecology and Management. – 2008. – Vol. 255. – P. 35–48.
- Carbon distribution and aboveground net primary production in aspen, jack pine, and black spruce stands

- in Saskatchewan and Manitoba / S. T. Gower, J. G. Vogel, J. M. Norman, C. J. Kucharik, S. J. Steele, T. K. Stow // Canada. Journal of Geophysical Research. – 1997. – Vol. 102. – P. 29029–29041.
- Community food web, decomposition and nitrogen mineralisation in a stratified Scots pine forest soil / M. Berg, P. de Ruiter, W. Didden, M. Janssen, T. Schouten, H. Verhoef // Oikos. – 2001. – Vol. 94. – P. 130–142.
- Current growth differences of Norway spruce (*Picea abies*), Scots pine (*Pinus sylvestris*) and birch (*Betula pendula* and *Betula pubescens*) in different regions in Sweden / P. Eko, U. Johansson, N. Petersson, J. Bergqvist, B. Elfving, J. Frisk // Scandinavian Journal of Forest Research. – 2008. – Vol. 23. – P. 307–318.
- Differences in Soil Properties in Adjacent Stands of Scots Pine, Norway Spruce and Silver Birch in SW Sweden / K. Hansson, B. A. Olsson, M. Olsson, U. Johansson, D. B. Kleja // Forest Ecology and Management. – 2011. – Vol. 262. – P. 522–530.
- Dynamics and stratification of functional groups of nematodes in the organic layer of a Scots pine forest in relation to temperature and moisture / A. Schouten, M. van Esbroek, J. Alkemade // Biol. Fertil. Soils. – 1998. – Vol. 26. – P. 293–304.
- Effect of silvicultural practices upon arthropod, annelid and nematode populations in coniferous forest soil / V. Huhta, E. Karppinen, M. Nurminen, A. Valpas // Ann. Zool. Fenn. – 1967. – Vol. 4. – P. 87–145.
- Ferris, H. Nematode indicators of organic enrichment / H. Ferris, T. Bongers // Journal of Nematology. – 2006. – Vol. 38. – P. 3–12.
- Ferris, H. Contribution of nematodes to the structure and function of the soil food web / H. Ferris // Journal of Nematology. – 2010. – Vol. 42. – P. 63–67.
- Fine root decomposition rates do not mirror those of leaf litter among temperate tree species / S. Hobbie, J. Oleksyn, D. Eissenstat, P. Reich // Oecologia. – 2010. – Vol. 162. – P. 505–513.
- Forge, T. A. Trophic structures of nematode communities, microbial biomass, and nitrogen mineralization in soils of forests and clearcuts in the southern interior of British Columbia / T. A. Forge, S. W. Simard // Can. J. Soil Sci. – 2000. – Vol. 80. – P. 401–410.
- Gurevitch, J. Meta-analysis in ecology / J. Gurevitch, P. S. Curtis, M. H. Jones // Advances in Ecological Research. – 2001. – Vol. 32. – P. 199–247.
- Hanel, L. Response of soil nematodes inhabiting spruce forests in the Sumava Mountains to disturbance by bark beetles and clear-cutting / L. Hanel // Forest Ecol. Manag. – 2004. – Vol. 202. – P. 209–225.
- Huhta, V. Succession in the spider communities of the forest floor after clear-cutting and prescribed burning / V. Huhta // Annales Zoologici Fennici. – 1971. – Vol. 8. – P. 483–542.
- Jansson, P. Simulating soil temperature and moisture at a clearcutting in central Sweden / P. Jansson // J. For. Res. – 1987. – Vol. 2. – P. 127–140.
- Johansson, M.B. The chemical composition of needle and leaf litter from Scots pine, Norway spruce and white birch in Scandinavian forests / M.B. Johansson // Forestry. – 1995. – Vol. 68. – P. 49–62.
- Jones, M. D. Ectomycorrhizal fungal communities in young forest stands regenerating after clearcut logging / M. D. Jones, D. M. Durall, J. W. G. Cairney // New Phytol. – 2003. – Vol. 157. – P. 399–422.
- Keenan, R. J. The ecological effects of clear-cutting / R. J. Keenan, J. P. Kimmins // Environmental Reviews. – 1993. – Vol. 1. – P. 121–144.
- Kubin, E. Effect of clear-cutting of boreal spruce forest on air and soil temperature conditions / E. Kubin, L. Kemppainen // Acta For. Fenn. – 1991. – Vol. 225. – 42 p.
- Kudrin, A. A. Effects of low quantities of added labile carbon on soil nematodes in intact forest soil microcosms / A. A. Kudrin // European Journal of Soil Biology. – 2017. – Vol. 78. – P. 29–37.
- Lundgren, B. Bacteria in a pine forest soil as affected by clear-cutting / B. Lundgren // Soil Biology & Biochemistry. – 1982. – Vol. 14. – P. 537–542.
- Lundkvist, H. Effects of clear-cutting on the enchytraeids in a Scots pine forest soil in central Sweden / H. Lundkvist // J. Appl. Ecol. – 1983. – Vol. 20. – P. 873–885.
- Michal, B. Responses of small mammals to clear-cutting in temperate and boreal forests of Europe: a meta-analysis and review / B. Michal, Z. Rafal // Eur. J. For. Res. – 2014. – Vol. 133. – P. 1–11.
- Nematode community structure as indicator / K. Eckschmitt, G. Bakonyi, M. Bongers, T. Bongers, S. Bostrom, E. M. Papatheodorou, B. Sohlenius, G. P. Stamou, V. Wolters // Eur. J. Soil Biol. – 2001. – Vol. 37. – P. 263–268.
- Nitrogen mineralization by bacterial-feeding nematodes: verification and measurement / H. Ferris, R. C. Venette, H. R. van der Meulen, S. S. Lau // Plant and Soil. – 1998. – Vol. 203. – P. 159–171.
- Panesar, T. S. The impact of clear-cutting and partial harvesting systems on population dynamics of soil nematodes in coastal Douglasfir forests / T. S. Panesar, V. G. Marshall, H. J. Barclay // Pedobiologia. – 2000. – Vol. 44. – P. 641–665.
- Reserves, resilience, and dynamic landscapes / J. Bengtsson, P. Angelstam, T. Elmqvist, U. Emanuelsson, C. Folke, M. Ihse, F. Moberg, M. Nystrom // Ambio. – 2003. – Vol. 32. – P. 389–396.
- Siira-Pietikainen, A. Short-term responses of soil macroarthropod community to clear felling and alternative forest regeneration methods / A. Siira-Pietikainen, J. Haimi, J. Siitonen // Forest Ecology and Management. – 2003. – Vol. 172. – P. 339–353.
- Smolander, A. Dissolved soil, organic nitrogen and carbon in a Norway spruce stand and an adjacent clear-cut / A. Smolander, V. Kitunen, E. Malkonen // Biol. Fertil. Soils. – 2001. – Vol. 33. – P. 190–196.
- Sohlenius, B. Fluctuations of nematode populations in pine forest soil. Influence of clearcutting / B. Sohlenius // Fundam. Appl. Nematol. – 1997. – Vol. 20. – P. 103–114.
- Sohlenius, B. Influence of clear-cutting and forest age on the nematode fauna in a Swedish pine forest soil / B. Sohlenius // Appl. Soil Ecol. – 2002. – Vol. 19. – P. 261–277.
- Sohlenius, B. Short-term influence of clear-cutting on abundance of soil-microfauna (Nematoda, Rotatoria and Tardigrada) in a Swedish pine forest soil / B. Sohlenius // J. appl. Ecol. – 1982. – Vol. 19. – P. 349–359.
- Staaf, H. Effects of slash removal and stump harvesting on soil water chemistry in a clear cutting in SW Sweden / H. Staaf, B. A. Olsson // Scandinavian Journal of Forest Research. – 1994. – Vol. 9. – P. 305–310.
- Variation in fine root biomass of three European tree species: Beech (*Fagus sylvatica* L.), Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.) and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) / L. Finer, H. S. Helmisaari, K. Lohmus, H. Majdi, I. Brunner, I. Borja // Plant Biosystems. – 2007. – Vol. 141. – P. 394–405.

**A META-ANALYSIS OF THE EFFECT OF CONIFEROUS FORESTS CLEAR-CUTTING  
AND SUBSEQUENT SUCCESSIONAL CHANGES ON THE SOIL NEMATODE ABUNDANCE**

**A.A. Kudrin**

*Institute of Biology of Komi Scientific Centre of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Syktyvkar*

*Summary.* Meta-analysis is the statistical approach that allows to quantitatively combine the results of several independent studies. The essence of this analysis is to transform heterogeneous data from selected publications to comparable effect sizes and subsequent analysis of the estimates in order to find the general trends, as well as to identify factors that determine the variability of the research results. At the present time, required amount of data was accumulated, which allows us, using the approach of a meta-analysis, to draw conclusions about the impact of clear-cutting of coniferous forests on soil nematodes and at the same time to identify the factors which modify the strength of the effect.

In this study, we conducted a quantitative synthesis of the research results of clear-cutting impact on the soil nematodes abundance in order to determine (1) the nematode population changes as a result of successive changes caused by deforestation; (2) to evaluate the role of the technological differences in clear-cutting and (3) to identify the impact of the dominant tree species on the effects of clear-cutting for soil nematodes.

It is revealed that the effect of clear-cutting appears most clearly during the initial stages of succession (0-5 years) and is expressed by decrease of nematodes compared to control biotopes. The meta-analysis suggests a more pronounced negative impact of clear-cutting on nematodes when slash removed; otherwise the effect size was slightly different from zero. Clear-cutting effect may also depend on the dominant tree species. Reducing the nematode abundance after cutting appears more pronounced in the pine forests compared to spruce forests and forests formed by *Pseudotsuga* and *Thuja*.

*Key words:* meta-analysis, clear-cutting, soil nematodes

---

## УЧАСТИЕ ВОДО-МИГРАЦИОННЫХ ПРОЦЕССОВ В ФОРМИРОВАНИИ ПОЧВЫ НА ЭТАПЕ САМОВОССТАНОВЛЕНИЯ ЛЕСНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ В ТАЕЖНОЙ ЗОНЕ

Е.Г. Кузнецова, И.Б. Арчегова, А.Н. Панюков

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки  
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН, Сыктывкар  
E-mail: [kuznecova@ib.komisc.ru](mailto:kuznecova@ib.komisc.ru)

*Аннотация:* Изучен качественно-количественный состав мигрирующих водорастворимых веществ в процессе формирования почвы на этапе самовосстановления лесной экосистемы в подзоне средней тайги на северо-востоке европейской части России. Химический состав атмосферных осадков, проходящих через кроны деревьев (кроновых вод), и лизиметрических вод отражает парцеллярную структуру растительного сообщества формирующейся лесной экосистемы и соответствующую неоднородность почвенного покрова. В процессе вертикальной миграции продуктов трансформации растительного опада оформляется органо-аккумулятивный слой почвы, обеспечивающий устойчивые условия питания и развития формирующегося лесного сообщества.

*Ключевые слова:* почва, лесная экосистема, самовосстановительная сукцессия, атмосферные осадки, кроновые и лизиметрические воды

### Введение

В комплексе исследований почвообразования изучение процесса вертикальной миграции водорастворимых продуктов биологической трансформации отмирающей фитомассы позволяет выявить сопряженный процесс преобразования органического (растительного) вещества и дифференциации минеральной породы на морфологически выраженные слои (горизонты). Можно полагать, что именно миграция продуктов биологического оборота органического вещества, в том числе гумуса, является необходимой частью в системе формирования специфического природного образования – почвы, имеющего свои особенности в широком разнообразии природно-климатических условий на Земле. Состав вод, мигрирующих из органо-аккумулятивного слоя (лизиметрических вод), определяется в основном процессом биогенной трансформации отмирающей фитомассы.

В лесной зоне, занимающей значительную часть территории нашей страны, атмосферные осадки, проходящие через древесный ярус (кроновые воды), изменяются по составу за счет растворимых продуктов жизнедеятельности растений и других организмов, а также загрязняющих веществ техногенного происхождения. Состав кроновых вод зависит от вида деревьев (лиственные, хвойные), сезона года, частоты и интенсивности осадков и других факторов. Водорастворимые вещества, поступающие с кроновыми водами, включаются в биологический круговорот, участвуя в почвообразовании. Таким образом, изучение водо-миграционных процессов позволяет выявить функциональную связь компонентов в системе «растение – почва».

Состав кроновых и лизиметрических вод в лесных экосистемах активно изучали начиная с 60-х гг. XX в. (Шилова, 1961, 1974; Фролова, 1968; Пономарева, 1971; Снакин, 1997; Воздействие полога..., 1998; Никонов, 2000 и др.). Од-

нако, публикаций по материалам исследований водо-миграционных процессов в почвах таежной зоны европейского северо-востока России немного (Пристова, 2005, 2007, 2014; Экологические принципы..., 2009; Арчегова, 2011).

В настоящей статье обсуждены результаты изучения химического состава кроновых и лизиметрических вод в процессе самовосстановления основных компонентов лесной экосистемы (растительного сообщества и почвы) на посттехногенном участке в подзоне средней тайги на северо-востоке европейской части России (Республика Коми). Анализируется роль водо-миграционных процессов в формировании почвы.

### Объекты и методы исследования

Исследование проводили на стационарном участке «17 км» Института биологии Коми НЦ УрО РАН (подзона средней тайги). Участок расположен вдоль автотрассы Сыктывкар-Киров в 17 км к юго-западу от г. Сыктывкара (61°34' с.ш., 50°38' в.д.).

Климат района умеренно-континентальный, характеризуется длительной холодной зимой с устойчивым снежным покровом и коротким прохладным летом. Среднегодовая температура воздуха +0.4 °С. Средняя температура наиболее холодного зимнего месяца (января) составляет –15.1 °С, самого теплого месяца (июля) +16.6 °С. Средняя продолжительность вегетационного периода (температура воздуха превышает +10 °С) составляет от 90 до 105 дней. Среднегодовая сумма осадков – 560 мм. В течение зимы сохраняется устойчивый снежный покров, средняя высота которого к концу марта на открытых местах достигает 55 см, в лесу – 70 см.

В настоящей статье обсуждаются результаты, полученные за период 2011-2013 гг. Годы, в течение которых проводили исследования, различались по основным метеорологическим показателям. Более теплым вегетационным периодом

характеризовался 2013 г. с максимальной температурой в июле +32 °С, в августе +28 °С (данные метеостанции «Сыктывкар»). Наибольшее количество жидких осадков выпало в 2012 г. (143 мм в июне, 118 мм в июле), наименьшее – в 2013 г. (в те же сроки 35 и 32 мм соответственно).

Коренным типом растительности на рассматриваемой территории являются ельники зеленомошные. В связи с усилением хозяйственного использования земель еловые леса сменяются смешанными насаждениями с преобладанием в составе древостоя березы и осины.

Почвообразующими породами служат преимущественно пылеватые покровные суглинки, подстилаемые моренными суглинками, а также песчаные и супесчаные породы, подстилаемые суглинками (двучлены). На территории района распространены почвы подзолистого, болотно-подзолистого и болотного типов.

Наблюдения осуществляли на постоянной пробной площадке (около 150 м<sup>2</sup>), расположенной на расстоянии 10-15 м от автотрассы Сыктывкар–Киров, реконструированной в 80-х гг. XX в. Субстрат площадки – пылеватый покровный суглинок, оставшийся после реконструкции трассы вдоль нее ровной полосой (около 50 м шириной, протяженностью около 2 км). На этой полосе за период около 20 лет в ходе самовосстановительной сукцессии сформировалось многолетнее разнотравно-злаковое сообщество, которое в последующие 10-15 лет замещается на лесное в результате самовозобновления древесных растений (березы, сосны, ивы и др.), образующих парцеллы. А.П. Шенников (1964), характеризуя самовосстановление разрушенного коренного типа леса в таежной зоне, отмечает сукцессионный характер этого процесса и выделяет четыре этапа последовательно сменяющихся типов растительных сообществ: травяное сообщество; сообщество «временных» древесных пород (береза, сосна, ивы, осина и др.); смешанные сообщества из «временных» пород с елью; еловый лес, сходный с исходным. Наши комплексные исследования проводятся в соответствии со стадийностью, предложенной А.П. Шенниковым, – с этапа замещения травяного сообщества на лесное (Экологические принципы..., 2009; Арчегова, 2011).

Методологический подход в исследованиях основан на принципе системности (Арчегова, 2003). С его позиций любая природная экосистема рассматривается как целостное образование, состоящее из взаимосвязанных и взаимообусловленных структур: биоты (растительного сообщества и зоо-микробного комплекса, трансформирующей отмирающую фитомассу) и продуктивного слоя, т.е. почвы. Компоненты экосистемы связывает механизм биологического оборота органического (растительного) вещества и энергии. Каждый компонент не существует и не эволюционирует вне экосистемы. Системообразующей

структурой, определяющей тип и особенности конкретной экосистемы, является растительное сообщество.

При проведении исследований использовали традиционные в почвоведении и геоботанике методы (Полевая геоботаника..., 1964; Теория и практика..., 2006). Названия сосудистых растений даны в соответствии с системой, предложенной С.К. Черепановым (1995). Изучение биологической продуктивности проводили по Л.Е. Родину и др. (1967). Образцы почвы отбирали в период вегетации по горизонтам. В образцах определяли рН, содержание  $C_{орг.}$ ,  $N_{гидр.}$ , обменных оснований  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ , подвижных форм  $K_2O$  и  $P_2O_5$ .

Для сбора кроновых и лизиметрических вод были установлены пластмассовые сосуды с воронками диаметром 12 см (площадь 113 см<sup>2</sup>). Для сбора кроновых вод сосуды устанавливали под кронами сосны, березы и ивы. Следует отметить, что на сохранившемся узкой полосой травянистом участке высота трав достигла 60-80 см. Это позволило собирать атмосферные осадки, проходящие через травяной ярус. Лизиметры были заложены на сохранившемся травянистом участке и в парцеллах древесных растений. Для сбора лизиметрических вод сосуды устанавливали под биогенно-аккумулятивный горизонт и под следующий ниже минеральный слой. Во всех объектах сосуды устанавливали в трех повторностях. Сбор вод осуществляли в начале (конец мая–начало июня) и конце (конец сентября–начало октября) вегетации. Кроновые воды собирали также летом после сильных дождей (преимущественно в июле).

В водах определяли рН и содержание веществ, которые играют важную роль в питании растений, –  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$ ,  $PO_4^{3-}$ ,  $C_{орг.}$ ,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  и возможных загрязнителей –  $SO_4^{2-}$ ,  $Cl^-$ . Величину рН определяли потенциометрически, содержание  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$ ,  $PO_4^{3-}$ ,  $SO_4^{2-}$ , – фотометрически,  $Cl^-$  – меркурометрически,  $K^+$  – на спектрометре SP-90A (Великобритания),  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  – на атомно-адсорбционном спектрофотометре фирмы Hitachi (Япония),  $C_{орг.}$  – по Тюрину. Химические анализы вод и почв были проведены в экоаналитической лаборатории Института биологии Коми НЦ УрО РАН.

#### Результаты и их обсуждение

Как отмечено выше, на рассматриваемой пробной площади разнотравно-злаковое сообщество сохранилось узкой полосой вдоль границы участка. В травостое доминируют луговые злаки (*Agrostis gigantea* Roth, *Phleum pratense* L., *Dactylis glomerata* L., *Deschampsia cespitosa* (L.) Beauv., *Festuca pratensis* Huds., *Calamagrostis canescens* (Web.) Roth). Сохраняются пионерные и сорные виды: *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop, *Picris hieracioides* L., *Elytrigia repens* (L.) Nevski, *Taraxacum officinale* Wigg., *Tussilago farfara* L., ука-

зывающие на посттехногенное происхождение растительности. В третьем десятилетии видовое разнообразие травяного сообщества увеличивается за счет внедрения лесных и опушечных видов: *Equisetum sylvaticum* L., *Ajuga reptans* L., *Aegopodium podagraria* L. и др. Всего в травяном ярусе, общее проективное покрытие (ОПП) которого составляет 100%, отмечено 32 вида сосудистых растений. Моховой покров не развит.

В последние 15 лет на площадке происходит замещение разнотравно-злакового сообщества на лесное в результате естественного самовозобновления березы, сосны, ивы. Формирование лесной экосистемы происходит с образованием отдельных парцелл (групп), приуроченных к разным видам древесных растений.

Парцеллы сосны образованы одним-тремя деревьями, их высота достигает 12-16 м, диаметр стволов 13-20 см. Присутствуют подрост березы высотой 1-4 м и кусты ивы. Высокая сомкнутость крон (до 0.8-0.9), низкая освещенность обуславливают угнетение травяного яруса, ОПП которого 20-30%. Число видов – 20, что заметно меньше, чем в травяном сообществе. Наиболее обильны *Fragaria vesca* L. и *Prunella vulgaris* L. – опушечные виды, способные переносить затенение. Из типичных лесных видов можно отметить *Equisetum sylvaticum*, *Rubus saxatilis* L., *Vicia sylvatica* L. Сохраняются и луговые элементы – вегетативные побеги злаков *Agrostis gigantea*, *Dactylis glomerata*, *Deschampsia cespitosa*, а также разнотравья, однако встречаются они редко или единично.

Березовая парцелла также характеризуется довольно высокой сомкнутостью крон (0.8), однако это достигается не столько развитием двух-трех крупных экземпляров деревьев, как в сосновой парцелле, сколько большим числом особей подроста. Здесь эдификаторную роль играют деревья березы повислой высотой около 8 м и многочисленный подрост и тонкомер высотой до 4 м, которые расположены довольно плотно. Общее число видов сосудистых растений в березовой парцелле – 29, ОПП травяного яруса – 30-40%. Наиболее обильны *Equisetum sylvaticum* и *Picris hieracioides*; присутствуют также лесные виды, такие как *Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth, характерный для лиственных лесов, *Lathyrus vernus* (L.) Bernh., *Vicia sylvatica* и некоторые другие. Однако благодаря лучшей освещенности, в отличие от сосновой парцеллы здесь сохраняется больше элементов лугового сообщества (*Agrostis gigantea*, *Deschampsia cespitosa*, *Trifolium pratense* L., *Achillea millefolium* L., *Ranunculus acris* L. и некоторые другие).

Итак, особенности преобразования травянистого сообщества при замещении его на лесное определяются видом древесных растений (хвойный, лиственный), их индивидуально групповым (парцеллярным) размещением, что обуславли-

ет первичную пространственную пестроту, характеризующую лесные экосистемы.

Следует обратить внимание на количественные показатели фитомассы в парцеллах. В отличие от травяного сообщества на участке с древесными растениями основное количество поступающей на поверхность почвы растительной мортмассы в парцеллах приходится на опад древесно-кустарникового яруса. При этом состав опада, формирующего лесную подстилку, значительно варьирует в соответствии с парцеллярным строением растительного сообщества. Так, в сосновой парцелле масса листового опада древесно-кустарникового яруса, поступающего на поверхность почвы, составляет 347 г/м<sup>2</sup> за год. Доля хвой составляет 33% общего опада, доля опада листьев березы и ивы – 19.7 и 18.6% соответственно. В парцелле березы масса листового опада – 205 г/м<sup>2</sup> за год, при этом листья березы, ивы составляют 41.6 и 28.4% соответственно. В обеих парцеллах при близкой по величине наземной фитомассы за год (364 г/м<sup>2</sup> в сосновой и 329 г/м<sup>2</sup> – в березовой) меняется видовой состав травянистых растений.

При оценке скорости разложения растительного опада установлено, что в травяном сообществе смешанный образец остатков растений за год разложился на 50%, в березовой парцелле листья березы – на 22%, в сосновой парцелле хвоя сосны – на 15%. Изменение качественно-количественного состава растительной массы обуславливает накопление на поверхности почвы слабо разложившихся растительных остатков. Меньшая скорость разложения листового опада в парцеллах древесных растений по сравнению с разнотравно-злаковым фитоценозом свидетельствует о начале формирования лесной подстилки, т.е. о преобразовании биогенно-аккумулятивного слоя.

Почва в ходе самовосстановительной сукцессии преобразуется в соответствии с изменением растительного сообщества, качества и количества поступающей в субстрат фитомассы.

На участке с разнотравно-злаковым сообществом формирование почвы происходит по типу луговой. В почве небольшой по мощности биогенно-аккумулятивный слой морфологически разделен на дернину (гор. Адер) и гумусовый горизонт (А1). Под этим слоем мощностью около 10 см залегает слабо измененный техногенный субстрат.

Почва на остающейся части замещаемого травяного сообщества еще сохраняет общие морфологические черты, сформированные ранее. Однако изменение видового состава сообщества (снижение доли растений-задернителей) проявляется в заметном ослаблении слоя дернины, уменьшении общей мощности биогенно-аккумулятивного слоя. На поверхности почвы выражен слой мощностью до 2 см из отмерших слаборазложив-

шихся растительных остатков. Профиль почвы имеет следующее строение:

Адер 0-2 см Остаточный дерновый горизонт, слабо уплотнен корнями, темно-серый суглинистый, легко крошится.

А1 2-3 см Суглинок средний, темно-серый, гумусированный, рыхлый, еще довольно много корней. Переход ясный по цвету.

С 3-12 см Суглинок средний, светло-коричневый, уплотнен, бесструктурный, корней очень мало, слабо преобразованная порода.

Почва слабоодернованная, суглинистая.

В парцелле сосны соответственно изменению состава и обилия видов напочвенного покрова проявляются изменения в строении почвы, в ней дернина уже замещена лесной подстилкой, не выражен морфологически гумусовый горизонт.

А0 0-1(2) см Лиственнично-хвойная подстилка, темно-бурая, слаборазложившаяся, рыхлая.

В 1(2)-5(6) см Суглинок легкий, серо-коричневый, слабо уплотнен.

1С 5(6)-10 см Суглинок средний, светло-коричневый, плотный, слабо преобразованная порода.

2С 10-20 см Суглинок средний, коричневый, плотный, слабо преобразованная порода.

Почва переходная к лесной, слабо дифференцированная.

В парцелле березы, несмотря на довольно богатый видовой состав травяного яруса, большинство видов встречается редко или единично. Соответственно подстилка сформирована преимущественно лиственным опадом с небольшой долей остатков травянистых растений. Формирующаяся почва характеризуется следующим строением:

А0 0-3 см Лиственнично-травяная подстилка, черная, слаборазложившаяся, рыхлая.

А1 3-7 см Суглинок средний, темно-серый, гумусированный, рыхлый.

С 7-30 см Суглинок средний, светло-коричневый, уплотнен, слабо преобразованная порода.

Почва переходная к лесной, слабо дифференцированная.

Физико-химические показатели почвы (табл. 1) в целом отражают происходящее ее преобразование. В группах древесных растений выражена аккумуляция грубого гумуса в формирующейся под-

стилке и элементов-биогенов, что характерно для почв лесной экосистемы.

Таким образом, парцеллярная структура растительного сообщества формирующейся лесной экосистемы обуславливает пространственную неоднородность почвенного покрова. Образование лесной подстилки в каждой парцелле происходит в зависимости от вида-эдификатора (лиственнично-хвойной подстилки в сосновой парцелле, лиственнично-травяной – в березовой).

Преобразование биогенно-аккумулятивного слоя при смене растительного сообщества в ходе самовосстановительной сукцессии отмечают исследователи и в других регионах (Андроханов, 2000; Махонина, 2003; Абакумов, 2006).

В соответствии с изменением качественно-количественного состава растительности выявлены особенности химического состава вод, проходящих через нее.

На участке с разнотравно-злаковым сообществом были проанализированы атмосферные осадки, проникающие через травяной ярус. По результатам химического анализа воды характеризуются слабощелочной или близкой к нейтральной реакцией, повышенным содержанием органического углерода ( $C_{орг.}$ ) и минеральных элементов – калия, кальция, магния (табл. 2), вымывающихся из растений. Результаты анализа показывают четкое сезонное изменение состава атмосферных осадков в соответствии с вегетацией растений. Содержание водорастворимого органического углерода, азота, калия, кальция возрастает в осенних водах. Колебания по годам наблюдений связаны с погодными условиями.

В целом, атмосферные осадки, проникающие под кроны деревьев сосны и березы, отличались по химическому составу от вод, собранных в разнотравно-злаковом сообществе, более высоким содержанием прежде всего  $C_{орг.}$ , а также элементов-биогенов – калия, кальция, магния. Это связано с вымыванием этих веществ из листьев и хвои (табл. 2).

Состав атмосферных осадков в парцеллах заметно преобразуется в зависимости от вида древесного растения. В кроновых водах сосны отмечена большая концентрация органического угле-

Таблица 1

Физико-химические свойства почв

Местоположение разреза	Горизонт, глубина, см	рН <sub>вод.</sub>	C <sub>орг.</sub> , %	N <sub>гидр.</sub>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>
				мг/100 г			ммоль/кг	
Разнотравно-злаковое сообщество	Адер 0-2	6.7	2.61	4.7	20.48	29.4	11.06	5.8
	А1 2-3	7.1	1.68	13.7	18.5	13.12	9.37	3.6
	С 3-12	6.7	0.36	4.42	20.52	12.73	10.05	3.1
Сосновая парцелла	А0 0-1(2)	5.9	5.5	15.46	24.3	42.54	19.1	9.6
	В 1(2)-5(6)	5.3	0.41	8.68	21.12	12.55	6.5	3.6
	С 10-20	5.1	0.27	5.94	23.67	10.9	7.75	3.3
Березовая парцелла	А0 0-3	6.7	6.8	15.7	18.2	28.5	21.6	4.9
	А1 3-7	6.0	1.2	4.5	14.3	30.0	5.9	2.4
	С 7-20	5.4	0.8	3.6	11.1	15.2	2.7	1.1



Химический состав атмосферных осадков и кроновых вод (средние значения), мг/дм<sup>3</sup>

Дата отбора проб воды	Показатель									
	pH	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	C <sub>орг.</sub>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>
Разнотравно-злаковое сообщество										
23.05.2011 г.	7.2	1.83	0.28	н/о	2.55	0.01	7.92	2.02	5.26	1.91
29.07.2011 г.	7.2	1.61	0.21	4.42	2.63	0.31	12.0	5.20	4.27	1.99
07.10.2011 г.	6.5	0.40	1.86	1.2	1.32	н/о	16.9	4.84	5.50	1.80
04.06.2012 г.	6.6	н/о	2.26	н/о	1.72	0.05	6.50	1.43	2.80	1.19
26.07.2012 г.	7.1	0.23	0.22	н/о	1.15	0.07	9.72	3.49	3.99	1.03
02.10.2012 г.	6.5	0.39	0.55	н/о	2.16	0.46	15.2	4.58	6.97	1.61
29.05.2013 г.	5.6	0.21	0.24	н/о	2.99	0.07	16.0	0.65	2.16	0.42
30.07.2013 г.	7.9	17,6	1.19	40.83	10.44	13.44	38.22	19.6	5.32	1.92
10.10.2013 г.	6.7	0.52	0.68	3.84	2.33	0.65	24.0	3.68	1.89	0.81
Под кроной сосны (сосновая парцелла)										
23.05.2011 г.	7.6	0.92	0.37	2.5	20.8	н/о	30.7	1.91	9.24	4.44
29.07.2011 г.	8.0	2.82	1.92	н/о	2.47	0.06	43.20	5.95	11.1	5.25
07.10.2011 г.	7.4	13.3	0.13	0.72	6.60	3.96	39.52	12.6	12.0	4.65
04.06.2012 г.	6.9	0.35	0.29	н/о	12.4	0.03	20.3	1.64	9.53	3.90
26.07.2012 г.	8.2	0.59	1.15	н/о	1.44	0.08	31.60	5.40	11.7	3.12
02.10.2012 г.	7.1	0.35	1.27	н/о	2.30	0.15	30.10	7.25	11.9	3.92
29.05.2013 г.	7.1	1.62	9.1	1.62	9.1	1.62	19.1	1.62	9.1	1.62
30.07.2013 г.	7.1	0.96	2.16	16.81	7.75	0.24	38.22	5.20	8.42	1.83
10.10.2013 г.	7.3	2.2	2.53	н/о	11.3	0.62	48.0	13.6	10.8	3.90
Под кроной березы (березовая парцелла)										
23.05.2011 г.	8.3	0.44	0.13	н/о	11.4	0.04	11.50	1.30	5.46	1.96
29.07.2011 г.	7.0	0.15	0.75	н/о	2.01	0.77	24.00	12.50	6.65	2.68
07.10.2011 г.	6.9	1.03	0.29	0.24	2.31	3.28	33.90	13.24	11.45	4.00
04.06.2012 г.	6.8	0.39	0.26	4.56	7.76	0.02	18.5	1.78	4.96	2.37
26.07.2012 г.	8.1	0.2	0.53	н/о	1.44	0.05	19.9	2.57	4.04	1.13
02.10.2012 г.	6.8	0.78	0.96	н/о	0.86	2.96	23.3	16.1	11.1	3.79
29.05.2013 г.	5.7	0.38	0.71	н/о	1.61	0.02	18.2	1.66	1.58	0.88
30.07.2013 г.	7.1	н/о	1.16	28.82	2.98	0.15	58.8	4.86	4.08	1.16
10.10.2013 г.	7.2	1.31	2.97	0.38	4.21	5.66	45.60	18.7	5.5	2.78

Примечание: здесь и в табл. 3: н/о – не обнаружено.

рода и некоторых минеральных компонентов (кальция, магния) по сравнению с водами под кронами березы.

Осадки, собранные под кронами деревьев, характеризует довольно ясное сезонное колебание содержания элементов биогенного происхождения. Так, от весеннего к осенним срокам возрастала в основном концентрация органического углерода, калия, азота, фосфат-иона, что связано с фазой развития растений в течение вегетационного периода. При этом кроновые воды сосны отличает более выраженное сезонное изменение концентрации C<sub>орг.</sub> по сравнению с водами под листовыми породами.

Содержание хлора и серы (сульфат-иона) обусловлено главным образом загрязняющим влия-

нием промышленных объектов, прежде всего АО «Монди Сыктывкарский ЛПК» (Экологические принципы..., 2009). В связи с тем, что площадка расположена в 15 м от автодороги, источниками загрязнения атмосферного воздуха являются также выбросы автомобильного транспорта, содержащие диоксид серы, сероводород, хлор. Зафиксированы высокие концентрации серы и хлора в осадках, собранных 30 июля 2013 г. Июль этого года характеризовали высокие температуры атмосферного воздуха, низкое количество выпавших осадков, что и привело к росту концентраций загрязняющих веществ в воздушной среде и, соответственно, в атмосферных осадках. В водах, собранных летом 2013 г., отмечены высокие концентрации не только поллютантов, но и прак-

тически всех определяемых элементов, что также можно объяснить погодными условиями. Так, содержание  $C_{орг.}$  в июле (период активной вегетации) 2013 г. существенно возросло по сравнению с 2011 г. Аналогичное увеличение наблюдали и в кроновых водах березы, а также и сосны, хотя и менее выраженное, что связано с разными типами их кронов.

Поступающие с кроновыми водами вещества, мигрируя через напочвенный покров, включаются в биологический оборот, участвуя в почвообразовательном процессе.

По результатам химического анализа лизиметрических вод установлено, что в весенний период из органогенного слоя почвы на участке под травами и в парцеллах в минеральную толщу

поступают воды, имеющие слабоокислую или близкую к нейтральной реакцию (табл. 3). Значения рН изменяются в пределах 5.9-6.9. Профильная дифференциация кислотных свойств лизиметрических вод выражена слабо, но можно в целом отметить уменьшение величины рН, т.е. подкисление в воде, собранной под верхним минеральным слоем, по сравнению с органогенным горизонтом.

В лизиметрических водах, собранных в парцеллах древесных растений под минеральным горизонтом, отмечено снижение концентрации водорастворимого органического вещества по сравнению с органогенным горизонтом. Подкисление вод, особенно в осенний срок, свидетель-

Таблица 3

Химический состав лизиметрических вод (средние значения), мг/дм<sup>3</sup>

Дата, горизонт, глубина отбора проб воды	Показатель									
	рН	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	C <sub>орг.</sub>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>
Разнотравно-злаковое сообщество										
23.05.2011 г. под АдА1	6.9	1.21	0.32	н/о	10.0	0.35	15.8	3.40	2.09	2.12
23.05.2011 г. на глубине 8-10 см	6.0	0.99	0.48	н/о	2.35	0.30	20.6	3.05	1.52	1.10
07.10.2011 г. под АдА1	6.3	0.07	2.05	1.68	5.94	1.78	16.22	8.52	4.90	3.05
07.10.2011 г. на глубине 8-10 см	6.1	н/о	н/о	2.40	4.46	0.58	21.34	3.52	4.25	2.40
04.06.2012 г. под АдА1	5.9	н/о	1.23	н/о	2.87	0.48	14.31	1.91	2.46	1.52
04.06.2012 г. на глубине 8-10 см	5.7	4.9	1.01	н/о	4.31	0.47	24.6	1.65	2.04	1.75
02.10.2012 г. под АдА1	5.9	1.33	0.79	1.44	2.16	0.43	19.1	2.08	5.48	1.44
02.10.2012 г. на глубине 8-10 см	5.4	1.17	1.1	2.40	2.16	0.03	15.9	0.96	5.08	1.80
29.05.2013 г. под АдА1	6.5	3.78	0.88	н/о	6.21	0.61	8.67	2.90	5.12	1.72
29.05.2013 г. на глубине 8-10 см	6.4	3.89	0.56	н/о	3.33	0.15	18.7	2.61	6.53	2.62
10.10.2013 г. под АдА1	5.6	0.52	4.83	н/о	4.21	3.52	28.8	6.49	5.14	2.20
10.10.2013 г. на глубине 8-10 см	5.7	1.38	7.02	1.15	3.77	1.84	28.0	7.06	6.41	2.39
Сосновая парцелла										
23.05.2011 г. под А0	6.5	1.65	0.77	н/о	58.80	0.64	11.90	7.49	14.4	6.02
23.05.2011 г. на глубине 8-10 см	6.3	0.7	0.27	н/о	41.20	0.05	8.12	1.74	7.2	3.92
07.10.2011 г. под А0	6.9	н/о	н/о	0.96	4.95	0.34	53.64	6.64	6.85	3.65
07.10.2011 г. на глубине 8-10 см	6.1	н/о	н/о	1.92	4.79	0.25	50.58	3.96	5.30	2.40
04.06.2012 г. А0	6.5	0.47	0.60	2.40	4.30	1.10	25.50	10.1	13.8	8.64
04.06.2012 г. на глубине 8-10 см	6.1	н/о	0.41	2.64	8.62	0.09	20.10	3.04	7.19	3.38
02.10.2012 г. под А0	6.6	0.82	1.20	н/о	2.16	0.81	32.82	4.84	24.3	7.36
02.10.2012 г. на глубине 8-10 см	6.3	1.57	1.51	н/о	2.88	0.20	27.44	5.25	19.9	5.52
29.05.2013 г. под А0	6.8	н/о	2.22	н/о	27.9	0.74	18.20	5.90	18.7	6.40
29.05.2013 г. на глубине 8-10 см	6.6	0.27	1.36	н/о	2.40	0.33	11.41	2.55	5.87	1.97
10.10.2013 г. под А0	7.2	2.2	4.75	н/о	11.50	0.81	45.63	8.70	19.0	5.97
10.10.2013 г. на глубине 8-10 см	7.1	1.75	3.73	0.77	9.54	0.83	38.40	5.96	9.79	3.24
Березовая парцелла										
23.05.2011 г. под А0А1	6.7	0.95	1.47	н/о	5.22	0.18	19.82	4.33	1.82	1.29
23.05.2011 г. на глубине 8-10 см	5.3	1.1	1.44	н/о	12.9	0.15	15.80	2.23	1.63	1.46
07.10.2011 г. под А0А1	6.5	н/о	0.08	1.44	6.27	0.76	36.46	9.08	6.80	3.05
07.10.2011 г. на глубине 8-10 см	5.9	0.33	4.07	0.24	6.93	0.36	32.11	5.12	3.45	2.30
04.06.2012 г. под А0А1	6.4	0.74	1.95	1.20	6.32	0.23	26.30	3.77	3.27	1.74
04.06.2012 г. на глубине 8-10 см	5.5	н/о	0.82	5.76	9.49	0.1	22.81	2.78	2.65	1.96
02.10.2012 г. под А0А1	6.5	9.32	2.86	3.12	4.03	0.70	30.02	5.64	5.28	1.82
02.10.2012 г. на глубине 8-10 см	5.8	4.11	2.55	2.16	3.45	0.16	24.63	2.26	4.58	1.28
29.05.2013 г. под А0А1	6.8	0.48	2.05	н/о	9.08	0.68	30.81	10.5	5.68	2.16
29.05.2013 г. на глубине 8-10 см	6.1	1.13	2.68	н/о	7.47	0.54	20.05	4.51	5.49	1.95
10.10.2013 г. под А0А1	6.7	3.58	3.40	н/о	28.8	7.61	33.62	8.25	6.85	4.90
10.10.2013 г. на глубине 8-10 см	6.2	0.83	1.75	н/о	10.6	0.55	24.01	4.54	4.71	1.72

ствуется о миграции вглубь под биогенно-аккумулятивным слоем более кислых фракций  $C_{орг.}$ . На травяном участке, напротив, его содержание в лизиметрических водах на глубине 8-10 см практически не изменяется или даже выше. По-видимому, на участке под травами постепенное разрушение дернины, связанное с внедрением древесных растений, способствует большему вымыванию органического вещества из верхних слоев.

В лизиметрических водах парцелл отмечено в целом более высокое содержание практически всех элементов по сравнению с травяным сообществом. Лизиметрические воды, собранные в парцелле сосны, характеризует большее содержание кальция и магния по сравнению с березовой парцеллой.

В почвах, формирующихся под древесными растениями, происходит частичное осаждение органического вещества (гуминовых кислот) в минеральном слое, расположенном под подстилкой, по-видимому, за счет образования органо-минеральных соединений, что типично для почв лесных экосистем.

Концентрация органического вещества в лизиметрических водах осеннего срока по сравнению с весенним возрастает, т.е. после летнего разложения опада усиливается вынос подвижных органических соединений, их воздействие на минеральный слой, расположенный непосредственно под органогенным горизонтом. Мигрируют в основном фульвокислоты.

Те же особенности выявлены и при рассмотрении миграции основных элементов-биогенов, которая характеризуется сезонной динамикой. Их содержание, несмотря на колебания в отдельные годы, в целом увеличивается в лизиметрических водах, собранных осенью, по сравнению с весной. Это связано с интенсификацией биологических процессов разложения растительных остатков в вегетационный период.

Таким образом, в процессе миграции влаги вглубь происходит аккумуляция органо-минеральных соединений при разложении растительной массы в слое ее накопления, т.е. в органогенном слое. Наряду с этим из органогенного слоя выносятся водорастворимые органические вещества (фульвокислоты), не осаждаемые минеральными элементами, с более выраженными кислотными свойствами, что обуславливает их воздействие на расположенный под биогенно-аккумулятивным горизонтом минеральный слой.

Изучение состава лизиметрических вод позволило выявить разный генезис биогенно-аккумулятивного слоя и минеральной породы под ним, дифференциация которой определяется соединениями, выносимыми из биогенно-аккумулятивного слоя.

Изменение состава исследуемых вод отражает парцеллярную структуру растительного сообщества формирующейся лесной экосистемы и соответствующую неоднородность почвенного покрова.

## Заключение

Рассмотрен состав кроновых и лизиметрических вод на этапе самовосстановления лесной экосистемы на посттехногенном участке в подзоне средней тайги. Исследования проведены на стадии замещения многолетнего злаково-разнотравного сообщества на лесное в процессе самовозобновления древесных растений (березы, сосны, ивы и др.). Лесная экосистема формируется древесными растениями путем дифференциации отдельных парцелл.

Важная роль в изучении связи «растение-почва» на этапе замещения травяного сообщества древесными растениями принадлежит исследованию процессов вертикальной миграции водорастворимых продуктов биотрансформации, т.е. лизиметрических вод. Атмосферные осадки, проходя через кроны древесных растений, обогащают свой состав продуктами их жизнедеятельности, а также возможными загрязняющими веществами. Поступающие на поверхность почвы с кроновыми водами вещества включаются в почвообразовательный процесс.

На сохранившемся участке с травяным сообществом почва еще сохраняет прежнее строение, однако изменение видового состава фитоценоза (снижение доли растений-задернителей) проявляется в ослаблении слоя дернины. Это находит отражение в дифференциации состава лизиметрических вод. В парцеллах древесных растений, где основная доля поступающего на поверхность почвы растительного материала приходится на хвойно-лиственный опад, особенности дифференциации по профилю состава лизиметрических вод характерны для почв лесных экосистем. В формирующемся новом органогенном слое – лесной подстилке – происходит осаждение органо-минеральных соединений за счет закрепления обменными кальцием и магнием образующихся грубых гумусовых веществ. Выносятся из этого горизонта гидрофильные, более подвижные вещества, прежде всего фульвокислоты. Это обуславливает повышенное содержание кислотных продуктов, взаимодействующих с минеральной породой под биогенно-аккумулятивным слоем.

Вертикальная дифференциация состава мигрирующих вод способствует изменению свойств субстрата, формированию органо-аккумулятивного слоя в соответствии с видом древесного растения. Природная экосистема, являясь открытой системой, теряет с мигрирующими водами из биогенно-аккумулятивного слоя часть органических и минеральных элементов, которые, взаимодействуя с расположенной ниже минеральной толщей, преобразуют ее на глубину промачивания субстрата.

Полученные результаты позволяют утверждать, что под влиянием растительности верхний слой рыхлой породы (техногенный субстрат) преобразуется в биогенно-аккумулятивное образование, которое становится важнейшим компонен-

том биологического круговорота органического вещества, обеспечивая стабильное развитие формирующейся лесной экосистемы. Расположенная под органоминеральным слоем минеральная порода дифференцируется определенным образом при воздействии абиотических процессов растворения-осаждения.

ЛИТЕРАТУРА

Абакумов, Е. В. Почвообразование в посттехногенных экосистемах карьеров на северо-западе Русской равнины / Е. В. Абакумов, Э. И. Гагарина. – Санкт-Петербург : Изд-во Санкт-Петербургского ун-та, 2006. – 208 с.

Андроханов, В. А. Техноземы: свойства, режимы, функционирование / В. А. Андроханов, С. В. Овсянникова, В. М. Курачев. – Новосибирск, 2000. – 200 с.

Арчегова, И. Б. Влияние древесных растений на химический состав атмосферных осадков в процессе восстановления среднетаежных лесов / И. Б. Арчегова, Е. Г. Кузнецова // Лесоведение. – 2011. – № 3. – С. 34–43.

Арчегова, И. Б. Методологические аспекты изучения почв на современном этапе / И. Б. Арчегова, В. А. Федорович ; отв. ред. В. А. Федорович. – Екатеринбург : УрО РАН, 2003. – 92 с.

Воздействие полога ельника сложного на химический состав осадков / Л. О. Карпачевский, Т. А. Зубкова, Т. Пройслер, М. Кеннел, Г. Гитл, Н. Ю. Гончарук, Т. Ю. Минаева // Лесоведение. – 1998. – № 1. – С. 50–59.

Караванова, Е. И. Состав почвенных растворов основных типов почв Центрального лесного государственного природного биосферного заповедника / Е. И. Караванова, Л. А. Белянина // Вестник Московского ун-та. Серия 17, Почвоведение. – 2007. – № 2.

Махонина, Г. И. Экологические аспекты почвообразования в техногенных экосистемах Урала / Г. И. Махонина. – Екатеринбург : Изд-во УрГУ, 2003. – 351 с.

Никонов, В. В. Влияние ели и сосны на кислотность и состав атмосферных выпадений в северо-таежных лесах индустриально-развитого региона / В. В. Никонов, Н. В. Лукина // Экология. – 2000. – № 2. – С. 97–105.

Полевая геоботаника / под ред. Е. М. Лавренко, А. А. Корчагина. – Москва ; Ленинград : Наука, 1964. – 532 с.

Пономарева, В. В. Гумус и почвообразование (методы и результаты изучения) / В. В. Пономарева, Т. А. Плотникова ; отв. ред. Д. С. Орлов. – Ленинград : Наука, 1980. – 222 с.

Пономарева, В. В. Современные процессы миграции-аккумуляции химических элементов в профилях

подзолистых почв (лизиметрические наблюдения) / В. В. Пономарева, Т. А. Рожнова, Н. С. Сотникова // Почвы Карелии и пути повышения их плодородия. – Петрозаводск, 1971. – С. 17–32.

Пристова, Т. А. Влияние древесного полога лиственнично-хвойного насаждения на химический состав осадков / Т. А. Пристова // Лесоведение. – 2005. – № 5. – С. 49–55.

Пристова Т. А. Водная миграция углерода в березово-еловом молодняке средней тайги Республики Коми / Т. А. Пристова // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем : материалы XII Всероссийской научно-практической конференции с международным участием : в 2 кн., 2–3 декабря 2014 г., Киров. – Киров : Веси, 2014. – Кн. 2. – 345 с.

Пристова, Т. А. Химический состав атмосферных осадков и лизиметрических вод подзола иллювиально-железистого под хвойно-лиственными насаждениями (Республика Коми) / Т. А. Пристова, И. В. Забова // Почвоведение. – 2007. – № 12. – С. 1472–1481.

Родин, Л. Е. Методические указания к изучению динамики и биологического круговорота в фитоценозах / Л. Е. Родин, Н. П. Ремезов, Н. И. Базилович. – Ленинград : Наука, 1967. – 145 с.

Снакин, В. В. Состав жидкой фазы почв / В. В. Снакин, А. А. Пристяжная, О. В. Рухович. – Москва : РЭФИА, 1997. – 325 с.

Теория и практика химического анализа почв / под ред. Л. А. Воробьевой. – Москва : ГЕОС, 2006. – 400 с.

Фролова, Л. Н. Особенности почвообразования на вырубках еловых лесов Коми АССР / Л. Н. Фролова // Лес и почва : труды Всесоюзной научной конференции по лесному почвоведению, 15–19 июля 1965 г. / отв. ред. Н. В. Орловский. – Красноярск, 1968. – С. 253–258.

Черепанов, С. К. Сосудистые растения России и сопредельных государств / С. К. Черепанов. – Санкт-Петербург : Мир и семья-95, 1995. – 992 с.

Шенников, А. П. Введение в геоботанику / А. П. Шенников ; отв. ред. И. Х. Блюменталь. – Ленинград : Изд-во Ленинградского ун-та, 1964. – 447 с.

Шилова, Е. И. Сезонная динамика химического состава лизиметрических вод подзолистых тяжелосуглинистых почв / Е. И. Шилова, Л. В. Коровкина // Почвоведение. – 1961. – № 3. – С. 36–47.

Шилова, Е. И. Состав и свойства лизиметрических вод лесных подзолистых почв южной Карелии / Е. И. Шилова, А. А. Стрелкова // Почвоведение. – 1974. – № 8. – С. 18–27.

Экологические принципы природопользования и природовосстановления на Севере / И. Б. Арчегова, Е. Г. Кузнецова, И. А. Лиханова, А. Н. Панюков, Ф. М. Хабибуллина, Г. Г. Осадачная ; отв. ред. И. Б. Арчегова. – Сыктывкар : Коми НЦ УрО РАН, 2009. – 176 с.

**WATER-MIGRATION PROCESSES IN THE SOIL FORMATION AT STAGE OF SELF-RESTORATION OF FOREST ECOSYSTEM IN THE TAIGA ZONE**

**E.G. Kuznetsova, I.B. Archegova, A.N. Panjukov**

*Institute of Biology of Komi Scientific Centre of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Syktyvkar*

*Summary.* Composition of precipitation passing through the tree canopy (crown water) and lysimetric waters were studied at stage of self-restoration of forest ecosystems in the middle taiga subzone in the north-east of European part of Russia. Studies of self-restoration succession were carried out at the stage of substitution of trees by perennial herbs on technogenic grounds. Features of conversion of meadow community when replacing it by the forest are determined by the species of tree (coniferous, deciduous) and their spacial (parcel) distribution, which determines the initial variety of forest ecosystems. The chemical composition of studied waters reflects parcel structure of plant community of forming forest ecosystem and corresponding heterogeneity of soil cover. Formation and changes in soils at the succession stages were directly related to change in the type of plant community. Organic-accumulative soil layer was formed during the process of litter transformation products vertical migration. This layer provides stable nutrition conditions and development of the forest community.

*Key words:* soil, forest ecosystem, demutation succession, precipitation, crown and lysimetric waters

## МИКРОСКОПИЧЕСКИЕ ГРИБЫ В МЕРЗЛОТНЫХ ТОРФЯНЫХ ПОЧВАХ БУГРИСТЫХ БОЛОТ ЛЕСОТУНДРЫ

Е.М. Лаптева, В.А. Ковалева, Ю.А. Виноградова, Д.А. Каверин, А.В. Пастухов

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки  
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН, Сыктывкар  
E-mail: [lapteva@ib.komisc.ru](mailto:lapteva@ib.komisc.ru)

**Аннотация:** Дана характеристика комплекса микромицетов, представленных в сезонно-талых слоях торфяных почв мерзлотных бугристых болот лесотундры. Составлен таксономический список микромицетов. На данный момент он включает 15 видов микроскопических грибов из восьми родов (в том числе две формы стерильного мицелия). Выявлены доминирующие виды, установлены особенности пространственного и внутривидового распределения видового разнообразия микроскопических грибов в пределах сезонно-талых слоев деградирующего торфяного бугра. Показана необходимость подбора дополнительных сред и условий для выявления и выделения психрофильных микромицетов, составляющих основу микромицетного комплекса торфяных почв мерзлотных бугристых болот лесотундры.

**Ключевые слова:** криолитозона, бугристые болота, торфяные почвы, сезонно-талый слой, многолетняя мерзлота, микроскопические грибы

### Введение

В настоящее время интересы многих исследователей обращены в сторону Арктической зоны. Это обусловлено не только тем, что в начале XXI в. началось активное промышленное освоение ее территории, но и тем, что природная среда Арктики продолжает сохранять статус недостаточно исследованной, особенно в части оценки разнообразия и специфики функционирования биоты в тундровых почвах. Несмотря на жесткие климатические условия, почвенный покров Арктической зоны весьма разнообразен. Это определяет большой спектр экологических условий, обеспечивающих разнообразие не только растительного покрова, но и почвенной биоты.

В Воркутинском районе Республики Коми, который включен в состав Арктической зоны России, планомерные исследования почв были начаты еще в середине прошлого столетия (Забоева, 2014; Лаптева, 2016). Однако изучению их микробиоты и особенно сообществ микроорганизмов, формирующихся и функционирующих в почвах экотонной полосы «тундра–тайга» (лесотундры), исследователи уделяли существенно меньше внимания. В то же время именно почвы лесотундры и, в первую очередь, почвы мерзлотных бугристо-мочажинных комплексов – островков многолетней мерзлоты на южном пределе криолитозоны, – являются компонентами экосистем, от которых в первую очередь следует ожидать активного отклика на климатические изменения (Пастухов, 2016). С трендами температур воздуха тесно связаны либо активизация, либо подавление жизнедеятельности микроорганизмов, участвующих в деструкции почвенного органического вещества, основные запасы которого в тундровой зоне сосредоточены в торфяных почвах болотных экосистем (Пастухов, 2013). Комплекс микроскопических грибов в почвах различных ландшафтов тундровой и таежной зон Республики Коми исследован сравнительно неплохо (Хабибуллина,

2009, 2014а, б; Biodiversity..., 2016). Торфяные почвы бугристых мерзлотных болот лесотундры в этом отношении не изучены, что и предопределило цель данной работы.

### Объект и методы исследования

Исследования проводили в Воркутинском районе Республики Коми (МО ГО «Воркута») в бассейне р. Сейда (рис. 1). Территориально данный регион приурочен к подзоне северной лесотундры, зоне распространения массивно-островной мерзлоты. Его детальная характеристика приведена в ряде работ (Каверин, 2013, 2015; Строеное и свойства..., 2016).

Непосредственным объектом исследования послужили почвы бугристо-мочажинного комплекса (плоскобугристого болота), занимающего древнюю озерную котловину. В пределах бугров мощность торфяных отложений составляет около 250 см, в мочажинах – до 170-190 см. Мерзлота в торфяных буграх залегает на глубине 40-60 см, в мочажинах – за пределами метровой толщи торфа. Поверхность торфяных бугров имеет участки, лишенные растительного покрова – оголенные торфяные пятна. Это свидетельствует как о реликтовом характере бугров, так и их деградации в условиях современного климата под влиянием ветровой эрозии и морозного пучения (Каверин, 2013; Строеное и свойства..., 2016). Торфяные пятна, образующиеся на поверхности торфяных бугров в мерзлых болотах субарктической зоны европейского Северо-Востока и Сибири, в последнее время привлекают внимание многих исследователей (Large N<sub>2</sub>O emissions..., 2009; Почвы торфяных..., 2016), поскольку их генезис и свойства торфа в пределах сезонно-талого слоя (СТС) пятен остаются слабо изученными.

При изучении микромицетного комплекса почв торфяных бугров нами исследованы три основные зоны: 1) оголенное торфяное пятно, лишенное растительного покрова; 2) краевая зона пят-

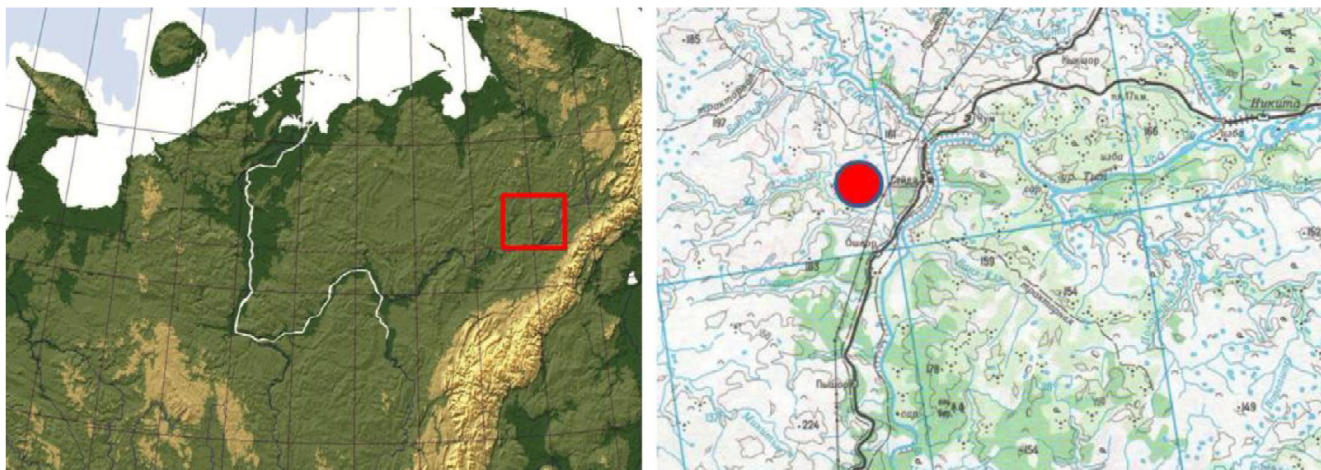


Рис. 1. Местоположение объекта исследования.

на, зарастающая мхами и лишайниками; 3) склон торфяного бугра с хорошо развитой кустарничково-моховой растительностью (рис. 2). В краевой зоне пятна кустарничковый ярус слагают *Betula nana* L., *Empetrum hermaphroditum* L., *Rubus chamaemorus* L. при участии *Ledum palustre* L., доминантами напочвенного покрова являются лишайники из рода *Cladonia* и зеленые мхи родов *Dicranum*, *Polytricum*. На склоне бугра ведущие позиции занимают соответственно *Ledum palustre* и сфагновые мхи.

Пробы торфа для изучения видового разнообразия микромицетов отбирали в августе 2012 г. на всю глубину СТС послойно (0-10, 10-25 и 25-40 см) с соблюдением стерильности. Микроскопические грибы выделяли в лабораторных условиях методом посева почвенных вытяжек на среде Гетчинсона и подкисленную среду Чапека (рН 4.5). Таксономическую принадлежность микро-

мицетов идентифицировали после перевода их в чистые культуры с использованием современных определителей, интерактивных «ключей» и информационного сайта интернет-ресурсов (<http://www.indexfungarum.org>). Характеристика комплекса микроскопических грибов дана на основе таких показателей, как обилие, частота встречаемости, коэффициент сходства Сьеренсена-Чекановского (Кураков, 2001).

Количественный химический анализ почв выполнен в экоаналитической лаборатории Института биологии Коми НЦ УрО РАН. Величину кислотности почв определяли потенциометрически в водной (рН<sub>Н<sub>2</sub>О</sub>) и солевой (рН<sub>КCl</sub>) вытяжках. Массовую долю органического углерода (С<sub>общ.</sub>) и общего азота (N<sub>общ.</sub>) – на CHNS-элементном анализаторе EA 1110 (CarloErba, Италия); обменные катионы – по Гедройцу с вытеснением 1 н NH<sub>4</sub>Cl и последующим атомно-эмиссионным определением на спектрометре ICP Spectro Ciros CCD.

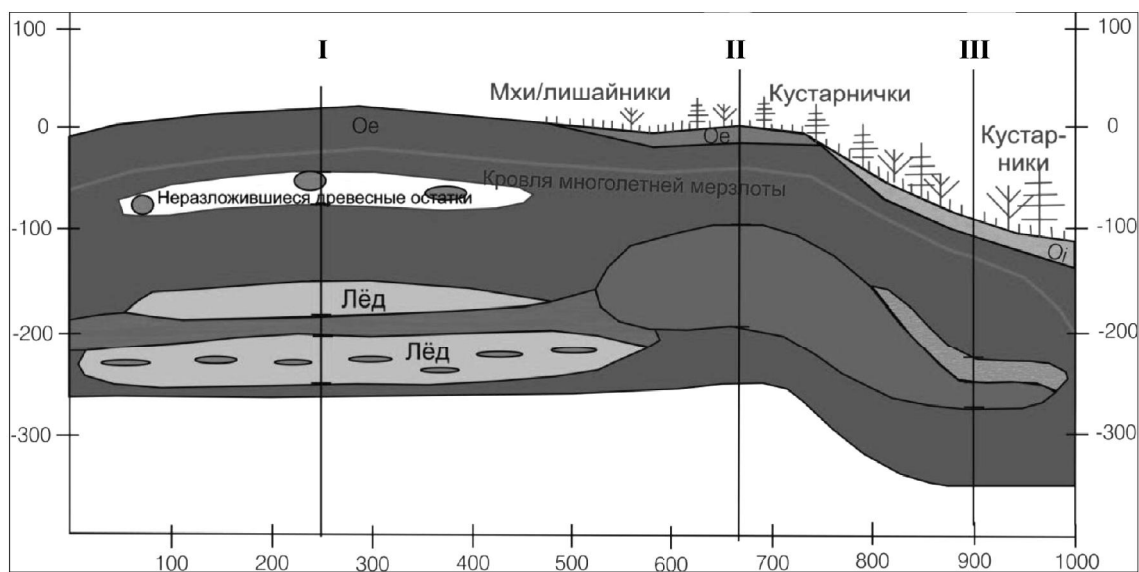


Рис. 2. Морфологическое строение почвенно-геокриологического комплекса торфяного бугра (по оси абсцисс и ординат – расстояние в сантиметрах): I – торфяное пятно; II – краевая зона пятна, зарастающая мхами и лишайниками; III – периферическая часть (склон) торфяного бугра с развитой кустарничково-моховой растительностью (по: Строение и свойства..., 2016).

Результаты обрабатывали с помощью компьютерной программы «GRAPH5» (Новаковский, 2004).

**Результаты и их обсуждение**

Почвы различных зон торфяного бугра отличаются по физико-химическим свойствам и характеру органического вещества (Каверин, 2015; Водорастворимые органические..., 2015; Строение и свойства..., 2016). Торфяные отложения СТС во всех рассмотренных зонах кислые, близки по содержанию углерода (табл. 1). Однако для почв пятна и его краевой зоны отмечены более низкие показатели величины соотношения C:N по сравнению с почвой склона бугра. Для них же характерно и более низкое содержание обменных оснований. Выявленные различия обусловлены особенностями ботанического состава торфяных отложений в пределах СТС. В почве пятна поверхностный горизонт СТС сложен низинным торфом – ивово-осоково-гипновым, в нижней части СТС – хвощово-осоковым. СТС склона бугра представлен в основном сфагновым торфом (Каверин, 2015; Строение и свойства..., 2016).

При микологическом анализе образцов торфа СТС, отобранных в разных зонах торфяного бугра, в совокупности выделено 13 видов микроскопических грибов из восьми родов, не считая двух форм стерильного мицелия. Большая часть микромицетов принадлежит к анаморфным грибам, один вид – *Mucor hiemalis* Wehmer – к отделу *Zygomycota*. Таким образом, видовое разнообразие исследованных торфяных почв в целом невелико. Для сравнения, в почвах таежных экосистем, занимающих автоморфные позиции (подзолистые почвы), микромицетный комплекс представлен 58 видами, полугидроморфные и гидроморфные (болотно-подзолистые почвы) – 34 видами (Хабибуллина, 2014), тундровых – 98 видами (Хабибуллина, 2009). При этом каждый кон-

кретный тип почвы, как правило, имеет существенно меньшее разнообразие микромицетов. Следует отметить, что экстремальные условия Крайнего Севера и отрицательные температуры многолетнемерзлых отложений не являются лимитирующими для распространения и сохранения жизнеспособных спорангий микромицетов. В частности, в настоящее время известно, что комплекс микромицетов в почвах тундровой зоны насчитывает 143 вида, полярных пустынь – 67 (Кирцидели, 2011), многолетнемерзлых грунтов Арктики – около 80 видов микроскопических грибов (*Mycelial fungi...*, 2004). При этом более половины стерильного мицелия составляют виды базидиальных грибов, а не микромицетов (Кочкина, 2011). Преобладание базидиальных грибов в структуре микоценозов мерзлотных почв требует особого подхода к анализу стерильных форм мицелия, растущих и учитываемых на применяемых для их идентификации средах. Довольно высокое видовое разнообразие мицелиальных грибов, выявленное в почвах Арктики, может быть обусловлено, с одной стороны, исследованием нескольких типов почв, формирующихся в различных растительных сообществах тундры, с другой стороны – включением для проведения микологического анализа образцов почв и многолетнемерзлых грунтов сред, обогащенных углеводами. Наличие избыточного количества доступного энергетического субстрата способствует более активному росту колоний и спороношению психрофильных видов микромицетов, составляющих основу микоценозов криогенных почв.

В рассмотренных нами торфяных почвах максимальным видовым разнообразием отличается род *Penicillium* (5 видов), остальные роды представлены, как правило, одним видом каждый (рис. 3). Это в принципе характерно для почв тундровой и таежной зон европейского Северо-Востока (Паринкина, 1989; Хабибуллина, 2009; Обилие, разнообразие..., 2013).

Таблица 1

**Некоторые физико-химические показатели сезонно-талых слоев торфяных почв**

Горизонт	Глубина, см	C <sub>общ.</sub> , %	N <sub>общ.</sub> , %	C/N	pH		Обменные основания, ммоль/100 г почвы		
					H <sub>2</sub> O	KCl	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Сумма
Почва торфяного пятна									
T1	0-10	47.6	2.8	17	4.36	3.60	57.01	1.41	58.41
T2	20-30	46.7	2.4	19	4.78	4.10	81.39	11.12	92.51
T3	40-54	47.6	2.5	19	5.02	4.29	84.20	14.07	98.28
Почва краевой зоны торфяного пятна									
T1	0-10	47.6	2.6	18	4.25	3.20	18.90	0.71	19.60
T2	20-30	45.5	2.6	17	4.36	3.47	9.82	0.45	10.27
T3	40-50	46.8	3.1	15	4.60	3.79	40.91	2.56	43.47
Почва склона торфяного бугра									
T1	0-10	48.4	1.9	25	3.94	3.07	10.82	4.33	15.16
T2	10-20	47.7	2.4	20	4.12	3.20	24.69	0.99	25.69
T3	25-35	35.4	2.0	18	4.56	3.73	24.08	2.30	26.37

По обилию ведущие позиции в почвах исследованного нами торфяника занимают два вида – *Chrysosporium merdarium* (Ehrenb.) J.W. Carmich. (29.44%) и *Geomyces pannorum* (Link) Sigler & J.W. Carmich (28.50%). Второе место (с величиной обилия порядка 3-8%) делят пять видов, включая темноокрашенный стерильный мицелий, – *Cladosporium cladosporioides* (Fresen.) G.A. de Vries (8.41%), *Trichoderma album* Preuss (7.48%), *Penicillium implicatum* Biourge (5.14%), *Penicillium brevicompactum* Dierckx (3.74%), *Mycelia sterilia* т/о (3.74%). С обилием от 1 до 3% выявлено шесть видов, в том числе *Penicillium waksmanii* К.М.

Zaleski (2.8%), *Penicillium* sp. (2.34%), *Stemphylium verruculosum* (O.E.R. Zimm.) Sacc. (2.34%), *Mucor hiemalis* Wehmer (1.87%), *Chrysosporium* sp. (1.4%), *Penicillium kapuscinskii* K.M. Zalessky (1.4 %). На долю оставшихся двух видов микромицетов *ureobasidium pullulans* (de Bary & Lowenthal) G. Arnaud, *Trichoderma viride* Persoon ex Fries и светлоокрашенного стерильного мицелия приходится по 0.47%.

Сезонно-талые слои выделенных нами в пределах торфяного бугра зон различаются по составу и обилию микромицетов, а также по структуре их комплексов. Как видно из табл. 2, наименьшим видовым разнообразием микромицетов (5-6 видов) характеризуется почва склона бугра, в напочвенном покрове которого преобладают сфагновые мхи (они же составляют основу торфяных отложений СТС), а также почва торфяного пятна, лишённого растительности. Максимальное видовое разнообразие (11 видов) отмечено в почве краевой зоны пятна, где начинается активное зарастание оголенного участка торфа мхами и лишайниками. В направлении «оголенный торфяной пятно → краевая зона пятна → склон бугра» четко прослеживается снижение индекса выравненности Пиелу (табл. 2) и, соответственно, меняется роль отдельных видов грибов в микоценозах. В СТС почвы оголенного торфяного пятна наиболее обилие вид *Cladosporium cladosporioides*, в краевой зоне – *Chrysosporium merdarium*, на склоне бугра – *Geomyces pannorum* (табл. 3). Следует отметить, что *Geomyces pannorum* – один из видов, характерных для ненарушенных тундровых почв. Он активно функционирует как в почвах равнинных ландшафтов криолитозоны (Хабибуллина, 2009; Микобиота почв..., 2014), так и горных тундр Приполярного Урала (Комплексы микромицетов..., 2010). Вид *Chrysosporium merdarium* чаще встречается в антропогенно нарушенных субстратах (Микобиота почв..., 2014), а *Cladosporium cladosporioides* – в условиях недостатка влаги (Deshmukh, 2005). Результаты определения полевой влажности образцов торфа из различных слоев СТС показали, что почва оголенного торфяного пятна более сухая (в 1.8-2.4 раза) по сравнению с почвой склона торфяного бугра. Этому способствует ее более активное прогревание в летний период (Каверин, 2016) и объясняет преимущественное развитие здесь *C. cladosporioides*.

Относительно более высокое разнообразие микромицетов в краевой зоне пятна (табл. 2) может быть связано с экотонной позицией, которую занимает почва данного участка – переход от участка торфяного бугра без растительности к участку бугра с хорошо развитым растительным покровом. Наличие в составе растительности краевой

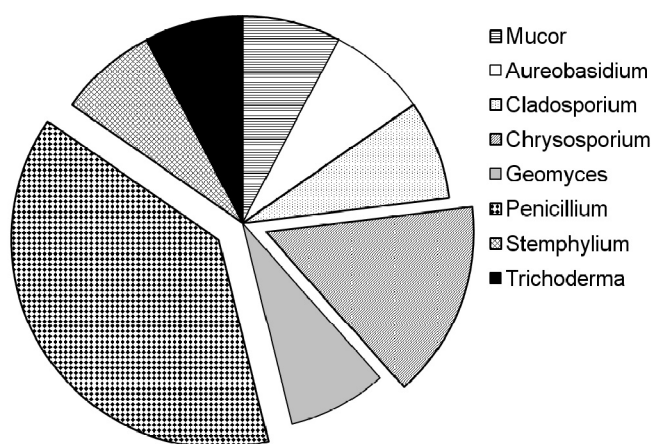


Рис. 3. Видовая насыщенность родов микромицетов, выделенных из образцов торфа СТС бугристого торфяника лесотундры.

зоны бугра представителей и кустарничков, и мохообразных, и лишайников увеличивает спектр растительных остатков и метаболитов растений, в деструкции которых принимают участие микроскопические грибы.

При сравнительно низком сходстве микоценозов почв рассмотренных трех участков, занимающих разные позиции в пределах торфяного бугра (коэффициент Сьеренсена-Чекановского 26.7%), кластерный анализ показал следующее. Все исследованные слои торфа по результатам статистического анализа объединились в два кластера (рис. 4). Первый из них включает поверхностные (0-10 см) горизонты всех трех почв и нижние горизонты почвы «оголенного» торфяного пятна. Второй кластер составляют нижние горизонты почвы краевой зоны пятна и склона бугра. Полученная дендрограмма, по всей видимости, отражает определенное сходство в процессах трансформации растительных остатков (торфа) поверхностных горизонтов, несмотря на различия в их составе. Это может быть обусловлено лучшей аэрацией поверхностных горизонтов, к которой требовательны микроскопические грибы (Обилие, разнообразие..., 2013). По условиям аэрированности, по всей видимости, к ним приближается почва торфяного пятна, так как деградированные поверхности торфяного бугра, как правило, занимают относительно повышенные участки в микрорельефе торфяного бугра. При оттаивании СТС миграция влаги с латеральным

Таблица 2  
Показатели структуры комплекса микромицетов

Показатели	Почвы торфяного бугра		
	Оголенное торфяное пятно	Краевая зона пятна	Склон бугра
Количество выделенных видов	6	11	5
Индекс видового разнообразия Шеннона (H)	1.435	1.77	1.04
Индекс выравненности Пиелу (E)	0.80	0.74	0.65
Коэффициент Сьеренсена-Чекановского (Ks)		26.7	



Обилие видов (%) микромицетов в СТС торфяных почв бугристого болота

Вид микроскопического гриба	Почвы торфяного бугра		
	Оголенное торфяное пятно	Краевая зона пятна	Склон бугра
Zygomycota			
<i>Mucor hiemalis</i> Wehmer	8.51	–	–
Anamorphic fungi			
<i>Aureobasidium pullulans</i> (de Bary & Lowenthal) G. Arnaud	2.13	–	–
<i>Cladosporium cladosporioides</i> (Fresen.) G.A. de Vries*	38.30	–	–
<i>Chrysosporium merdarium</i> (Ehrenb.) J.W. Carmich.	8.51	43.44	13.3
<i>Geomyces pannorum</i> (Link) Sigler & J.W. Carmich*	25.53	18.85	57.8
<i>Chrysosporium</i> sp.	–	2.46	–
<i>Penicillium brevicompactum</i> Dierckx	17.02	–	–
<i>Penicillium</i> sp. 1	–	–	11.1
<i>Penicillium implicatum</i> Biourge	–	9.02	–
<i>Penicillium waksmanii</i> K.M. Zaleski	–	4.92	–
<i>Penicillium kapuscinskii</i> K.M. Zalessky	–	2.46	–
<i>Stemphylium verruculosum</i> (O.E.R. Zimm.) Sacc.	–	4.10	–
<i>Trichoderma album</i> Preuss	–	9.84	8.9
<i>T. viride</i> Persoon ex Fries*	–	0.82	–
<i>Mycelia sterilia</i> т/о	–	3.28	8.9
<i>Mycelia sterilia</i> c/o	–	0.82	–

Примечание: прочерк – вид отсутствует.

стоком по поверхности еще мерзлого (не оттаявшего) слоя торфа способствует созданию в нижних горизонтах СТС (надмерзлотные слои) почв краевой зоны бугра и склона бугра условий повышенного увлажнения. Это является неблагоприятным фактором для развития и функционирования микромицетов.

### Заключение

Таким образом, впервые для криолитозоны европейского северо-востока России получены данные о составе комплекса микромицетов, функционирующих в торфяных почвах бугристых болот лесотундры. Составлен таксономический список, включающий 15 видов микроскопических грибов из восьми родов (в том числе две формы стерильного мицелия). Выявлены особенности их пространственного распределения в пределах сезонно-талых слоев деградирующего торфяного бугра. Показано, что максимальным видовым разнообразием микромицетов характеризуются сезонно-талые слои торфяной почвы, занимающей промежуточное положение между почвами торфяных пятен, лишенных растительности, и почвами периферийных (склоновых) поверхностей торфяных бугров с хорошо развитым мохово-кустарничковым растительным сообществом. Установлено, что в зависимости от особенностей растительности в пределах поверхности деградирующего торфяного бугра в составе комплекса микромицетов меняется роль отдельных видов грибов. На склонах торфяного бугра, в почвах под развитой растительностью со сфагновыми мхами в напочвенном покрове по обилию

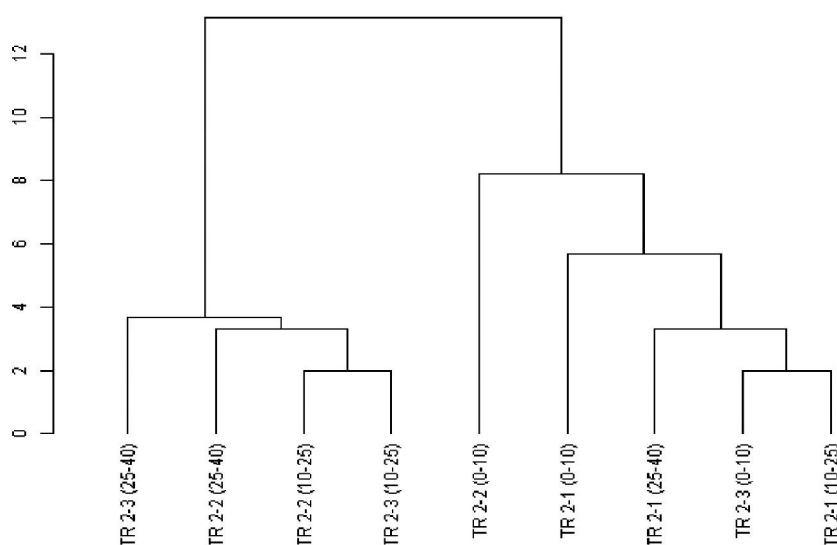


Рис. 4. Дендрограмма сходства видового разнообразия микромицетов в СТС торфяного бугра бугристо-мочажинного болотного комплекса лесотундры (кластеризация – по Варду, мера расстояния – Манхеттенское расстояние): TR 2-1 – почва оголенного торфяного пятна; TR 2-2 – почва краевой зоны пятна; TR 2-3 – почва склона торфяного бугра; в скобках указана глубина слоя, см.

доминирует *Geomyces pannorum*, в краевой зоне торфяного пятна, которая характеризуется постепенным развитием покрова из лишайников, зеленых мхов и единичных кустарничков, – *Chrysosporium merdarium*, на участке, полностью лишенном растительности, – *Cladosporium cladosporioides*. Специфику внутрипрофильного распределения видового состава комплексов микромицетов в почвах торфяных бугров определяют, по всей видимости, особенности экологических условий, складывающиеся в поверхностных и надмерзлотных горизонтах СТС бугристых торфяников (в первую очередь, условия температурного режима и влажности в летний период).

Невысокое видовое разнообразие микроскопических грибов, выявленное с использованием традиционных, классических питательных сред (среды Чапека, Гетченсона), обычно применяемых для учета почвенных микромицетов, свидетельствует о необходимости подбора дополнительных сред и условий для выявления и выделения психрофильных микромицетов, которые составляют основу микромицетного комплекса торфяных почв мерзлотных бугристых болот лесотундры.

*Работа выполнена в рамках темы государственного задания ИБ Коми НЦ УрО РАН «Пространственно-временные закономерности формирования торфяных почв на европейском северо-востоке России и их трансформации в условиях меняющегося климата и антропогенного воздействия» (Гр. 115020910065), при частичной финансовой поддержке проекта Комплексной программы УрО РАН № 15-15-4-46 «Взаимосвязь биоразнообразия и биопродукционного потенциала наземных экосистем Европейской Арктики с особенностями формирования мерзлотных почв и динамическими аспектами их трансформации в современных условиях климата» и проекта ПРООН/ГЭФ 00059042.*

#### ЛИТЕРАТУРА

Водорастворимые органические кислоты торфяных мерзлотных почв юго-востока Большеземельской тундры / Е. В. Шамрикова, Д. А. Каверин, А. В. Пастухов, Е. М. Лаптева, О. С. Кубик, В. В. Пунегов // Почвоведение. – 2015. – № 3. – С. 288–295.

Забоева, И. В. Становление почвенных исследований в Коми крае / И. В. Забоева // Известия Коми научного центра УрО РАН. – 2014. – № 3 (19). – С. 53–57.

Каверин, Д. А. Генетическая характеристика мерзлотных оголенных пятен на плоскобугристых торфяниках Большеземельской тундры / Д. А. Каверин, А. В. Пастухов // Известия Самарского научного центра РАН. – 2013. – Т. 15, № 3. – С. 55–62.

Каверин, Д. А. Особенности строения многолетнемерзлых торфяников на европейском северо-востоке и состава их органического вещества / Д. А. Каверин, Е. М. Лаптева, А. В. Пастухов // Теоретическая и прикладная экология. – 2015. – № 1. – С. 13–20.

Кирцидели, И. Ю. Почвенные микромицеты Арктики / И. Ю. Кирцидели // Микология сегодня. – Москва : Национальная академия микологии, 2011. – Т. 2. – С. 187–199.

Комплексы микромицетов в почвах тундровых ценозов, сформированных на кислых горных породах

Полярного Урала / И. Ю. Кирцидели, Ю. К. Новожилов, Е. В. Богомолова, И. В. Дроздова // Микология и фитопатология. – 2010. – Т. 44, вып. 1. – С. 37–46.

Кочкина, Г. А. Структура микобиоты многолетней мерзлоты / Г. А. Кочкина, Н. Е. Иванушкина, С. М. Озерская // Микология сегодня. – Москва : Национальная академия микологии, 2011. – Т. 2. – С. 178–186.

Кураков А. В. Методы определения и характеристики комплексов микроскопических грибов наземных экосистем : учебно-методическое пособие / А. В. Кураков. – Москва : Макс Пресс, 2001. – 92 с.

Лаптева, Е. М. Почвы и почвенные ресурсы Республики Коми: этапы исследований, итоги и перспективы / Е. М. Лаптева, В. А. Безносиков, Е. В. Шамрикова // Известия Коми научного центра УрО РАН. – 2016. – № 3 (27). – С. 23–34.

Микобиота почв и антропогенных субстратов полуострова Ямал / Д. Ю. Власов, Е. В. Абакумов, В. М. Томашунас, В. А. Кuryленков, М. С. Зеленская // Гигиена и санитария. – 2014. – № 5. – С. 49–51.

Новаковский, А. Б. Возможности и принципы работы программного модуля «GRAPHS» / А. Б. Новаковский // Автоматизация научных исследований. – Сыктывкар : Коми научный центр УрО РАН, 2004. – Вып. 27. – 28 с.

Обилие, разнообразие, жизнеспособность и факторная экология грибов в торфяниках / А. В. Головченко, А. В. Кураков, Т. А. Семенова, Д. Г. Звягинцев // Почвоведение. – 2013. – № 1. – С. 80–97.

Паринкина, О. М. Микрофлора тундровых почв / О. М. Паринкина. – Москва : Наука, 1989. – 179 с.

Пастухов, А. В. Запасы почвенного углерода в тундровых и таежных экосистемах северо-восточной Европы / А. В. Пастухов, Д. А. Каверин // Почвоведение. – 2013. – № 9. – С. 1084–1094.

Пастухов, А. В. Экологическое состояние мерзлотных бугристых торфяников на северо-востоке европейской России / А. В. Пастухов, Д. А. Каверин // Экология. – 2016. – № 2. – С. 94–102.

Почвы торфяных пятен бугристых торфяников севера Западной Сибири / О. А. Огнева, Г. В. Матышак, О. Ю. Гончарова, А. А. Бобрик, О. Е. Пономарева // Криосфера Земли. – 2016. – Т. 20, № 2. – С. 61–68.

Разнообразие факультативно-анаэробных микелиальных микроскопических грибов в почвах / А. В. Кураков, Р. Б. Лаврентьев, Т. Ю. Нечитайло, П. Н. Голышин, Д. Г. Звягинцев // Микробиология. – 2008. – Т. 77, № 1. – С. 103–112.

Строение и свойства почв многолетнемерзлых торфяников юго-востока Большеземельской тундры / Д. А. Каверин, А. В. Пастухов, Е. М. Лаптева, К. Бирази, М. Марущак, П. Мартикайнен // Почвоведение. – 2016. – № 5. – С. 542–556.

Структура комплексов микромицетов в многолетнемерзлых грунтах и криопегах Арктики / С. М. Озерская, Г. А. Кочкина, Н. Е. Иванушкина, Е. В. Князева, Д. А. Гиличинский // Микробиология. – 2008. – Т. 77, № 4. – С. 542–550.

Хабибуллина, Ф. М. Микромицеты подзолистых и болотно-подзолистых почв в подзоне средней тайги на северо-востоке европейской части России / Ф. М. Хабибуллина, Е. Г. Кузнецова, И. З. Васенева // Почвоведение. – 2014а. – № 10. – С. 1228–1234.

Хабибуллина, Ф. М. Почвенная микобиота естественных и антропогенно нарушенных экосистем северо-востока европейской части России : автореф. дис. ... докт. биол. наук / Ф. М. Хабибуллина. – Сыктывкар, 2009. – 40 с.

Хабибуллина, Ф. М. Характеристика почвенной микобиоты во вторичных лиственных лесах подзоны средней тайги (Республика Коми) / Ф. М. Хабибулли-

на, Е. Г. Кузнецова // Известия Самарского научного центра РАН. – 2014б. – Т. 16, № 1 (3). – С. 891–895.

Biodiversity of Floodplain Soils in the European North-East of Russia / A. Kolesnikova, E. Lapteva, S. Degteva, A. Taskaeva, A. Kudrin, Y. Vinogradova, F. Khabibullina // River Basin Management / ed. D. Bucur. – Rijeka : InTech, 2016. – P. 271–294.

Deshmukh, S. K. Biodiversity of fungi : their role in human life / S. K. Deshmukh, M. K. Rai. – Enfield, NH: Science Publishers, 2005. – 460 p.

Large N<sub>2</sub>O emissions from cryoturbated peat soil in tundra / M. E. Repo, S. Susiluoto, S. E. Lind, S. Jokinen, V. Elsakov, C. Biasi, T. Virtanen, P. J. Martikainen // Nature Geoscience. – 2009. – Vol. 2. – P. 189–192.

Mycelial fungi in cryopegs / S. M. Ozerskaya, N. E. Ivanushkina, G. A. Kochkina, R. N. Fattakhova, D. A. Gilichinsky // Int. J. astrobiol. «Water and Life». – 2004. – Vol. 3, N 4. – P. 327–331.

## MICROMYCETES IN PEAT SOILS OF PALSA MIRES IN THE FOREST-TUNDRAZONE

**E.M. Lapteva, V.A. Kovaleva, Yu.A. Vinogradova, D.A. Kaverin, A.V. Pastukhov**

*Institute of Biology of Komi Scientific Centre of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Syktyvkar*

*Summary:* Complex of micromycetes was studied in active layers of peaty soils of palsa mires in the forest-tundra zone. By the moment, taxonomical list of micromycetes includes 15 species of microscopic fungi from eight genera including two forms of sterile mycelium. The prevalent species and the features of species space and intra-profile distribution were revealed in the active layers of degrading peat hillock. It is necessary to find out additional media and conditions to reveal psychrophilic micromycetes that form the basis of the micromycetes complex in permafrost soils of palsa mires in the forest-tundra zone.

*Key words:* cryolithozone, palsa mires, peat soils, active layer, permafrost, microscopic fungi

## МОРФОГЕНЕТИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ВЕРХОВЫХ ТОРФЯНО-ГЛЕЕВЫХ ПОЧВ ТАЕЖНОЙ ЗОНЫ РЕСПУБЛИКИ КОМИ

Г.В. Русанова, Е.Г. Кузнецова, О.В. Шахтарова

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки  
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН, Сыктывкар  
E-mail: [kuznecova@ib.komisc.ru](mailto:kuznecova@ib.komisc.ru)

**Аннотация.** На основе исследований почв олиготрофных болот таежной зоны (бассейны Печоры, Вычегды) выявлены особенности их строения, этапы формирования в голоцене и модификация генезиса вследствие агромелиоративных мероприятий. Показано, что мезо-микроморфологическое строение и химико-минералогический состав структурных компонентов генетического профиля торфяно-глеевых почв маркируют стадии эволюции в голоцене.

**Ключевые слова:** верховые торфяно-глеевые почвы, таежная зона, мезо-микроморфология почв, осушение торфяных почв

### Введение

Исследование закономерностей формирования и особенностей трансформации торфяных почв в условиях антропогенного воздействия необходимо в связи с огромным водоохраным значением торфяников в обеспечении гидротермического режима ландшафтов таежной зоны европейского северо-востока России. Кроме того, благодаря депонированию в болотных почвах значительного количества органического вещества они играют важную роль в глобальном цикле углерода (Ефремов, 1994).

Болотный процесс почвообразования характеризуется торфообразованием и оглеением минеральной части почвенного профиля. Торфообразование происходит при накоплении неразложившихся или полуразложившихся растительных остатков в результате замедленной их гумификации и минерализации в условиях избыточного увлажнения. Следствием торфообразования является консервация углерода органических соединений и элементов зольного питания растений. Оглеение представляет собой почвообразовательный процесс, протекающий при переувлажнении в анаэробных условиях при наличии органического вещества и участия анаэробных микроорганизмов (Зайдельман, 1998). Наиболее характерная особенность глееобразования – переход окисленной формы железа в восстановленную.

Начало образования крупнейших торфяников на северо-востоке Европы относится к раннему голоцену (Нейштадт, 1952), а с более поздним периодом связано формирование мелкозалежных болот на плоских водоразделах (Пьявченко, 1955). Считается, что крупнейшие грядово-мочажинные болота таежной зоны являются полигенетическими. Об этом свидетельствуют структура и стратиграфия мощных торфяных залежей, различия в ботаническом составе их отдельных слоев (Алексеева, 1997). В мелкозалежных болотах, сформированных позднее, прошлые стадии генезиса торфяно-глеевых почв отражают наряду с органи-

ченными (торфяными) минеральные горизонты. Однако традиционные методы анализа не всегда являются чувствительными для выявления полигенетичности этих образований. В связи с этим нами были проведены сопряженные исследования мезо-микроморфологии и состава глинистых минералов структурных компонентов торфяно-глеевых почв. Несмотря на то, что в настоящее время осушение болотных верховых почв в таежной зоне Республики Коми проводится в ограниченных размерах, представляет интерес учет последствий влияния данного мероприятия на торфяно-глеевые почвы на основе изучения их морфогенетических особенностей.

### Объекты и методы

Особенности генезиса болотных почв изучали в подзонах северной и средней тайги. В условиях северной тайги в бассейне верхнего течения р. Печоры был заложен разрез торфяно-глеевой почвы (разрез 33). В среднетаежной подзоне (Зеленецкий массив верхового болота) на левобережье р. Вычегды исследовали болотные целинные (разрез 18) и осушенные (разрез 19) почвы.

Комплексные исследования почв включали: а) описание мезо- и микроморфологии (Каздым, 2000); б) химический анализ почв (Агрохимические..., 1975; Теория..., 2006); в) анализ структурной организации и дифференциации продуктов функционирования (кутанного комплекса) (Таргульян, 1974); г) минералогическую характеристику илистой фракции почв и структурных компонентов (Горбунов, 1971). Названия горизонтов и почв даны в соответствии с современной классификацией почв России (Классификация..., 2004; Полевой..., 2008).

### Результаты и обсуждение

В условиях северной тайги особенности генезиса почв прогрессирующего поверхностного заболачивания исследовали в бассейне верхнего течения р. Печоры. Характеристика болотной верховой торфяно-глеевой почвы дана на приме-

ре разреза 33, заложенного в центральной части замкнутой микродепрессии, на плоской вершине увала. Почва сформирована на покровных пылеватых суглинках под угнетенным сфагновым ельником.

**Описание мезо-микроморфологии:**

- О 0-2 см Рыхлый; желтые, бурые и темно-бурые растительные остатки.
- T1 2-12 см Светло-желтый слаборазложившийся сфагновый торф с округлыми черными выбросами клещей.
- T2 12-24 см Желто-бурый среднеразложившийся сфагновый торф с черными обуглившимися растительными остатками.
- T3 24-38 см Темно-коричневый, плотный торф. Большое количество древесных остатков – буро-коричневых уплотненных и обуглившихся черных (рис. 1а).
- Th 38-45 см Черный, хорошо минерализованный, мелкоагрегированный, слоеватого сложения, много корней (рис. 1б).
- ELh 45-61 см Сизый, с ржавыми пятнами, слоеватый, с мелкими округлыми и пластинчатыми буроокрашенными (сизыми в изломе) агрегатами. Черные и коричневые разлагающиеся растительные остатки, конкреции. Иногда глинистые пленки вокруг зерен скелета. Плазменно-пылеватый (рис. 1в)
- BFH 61-68 см Бурая охристо-ржавая цементированная прослойка с конкрециями, пластинчатыми и округлыми агрегатами. Изотропная плазма, пленки вокруг скелетных зерен. В отраженном свете охристый (рис. 1г).
- G 68-102 см На серо-сизом фоне – бурые пятна, черные конкреции. В нижней части плитчато-ореховатый, фрагментарный. Глинистые пленки на зернах скелета. На поверхности агрегатов глинистые кутаны, перекрывающиеся скелетанами (рис. 1д).

По структурной организации (слоеватое сложение элювиальной части, ореховато-призматическая структура нижних горизонтов), а также аккумуляции скелетан и глинистых кутан на тех же глубинах, как в глееподзолистых почвах, формирующихся на рассматриваемой территории в

автоморфных условиях, можно предположить, что почва в своем раннем развитии прошла аналогичные стадии. Черты наложившегося позднее заболачивания вуалируют прежний профиль. Потечный гумус, большое количество конкреций, ожелезнение тонкодисперсной массы – признаки нарастающего гидроморфизма.

Торфонакопление позднее происходило уже на текстурно-дифференцированный профиль, образование которого относится к более ранним этапам оптимизации климата. По мере усиления гидроморфизма наблюдается стирание черт подзолистого профиля, лучше сохранившихся в нижней части, и наложение признаков наступающего заболачивания.

По гранулометрическому составу почва средне-суглинистая. Фракция 0.25-0.05 мм равномерно распределена по профилю. Минимум ила отмечается не в гор. ELh, а ниже, в гор. G. С глубиной содержание этой фракции увеличивается. Миграция ила вглубь профиля затрудняется вследствие непроницаемого экрана BFH. Горизонт ELh не является элювиальным в современный период по гранулометрическому составу. В гор. G возможна в настоящее время боковая миграция ила над нижерасположенной уплотненной толщей. Основная дифференциация профиля до глубины 60 см произошла, очевидно, в ранние стадии педогенеза.

Почва сильноокислая по всему профилю (см. таблицу), минимум поглощенных оснований наблюдается в минеральной толще до 100 см. Аккумуляция потечного гумуса происходит в гор. ELh, с глубиной его содержание снижается. Полуторные оксиды аккумулируются в слое торфа и в небольших количествах – в горизонте BFH. Локальные накопления отмечены также в темных пятнах гор. G.

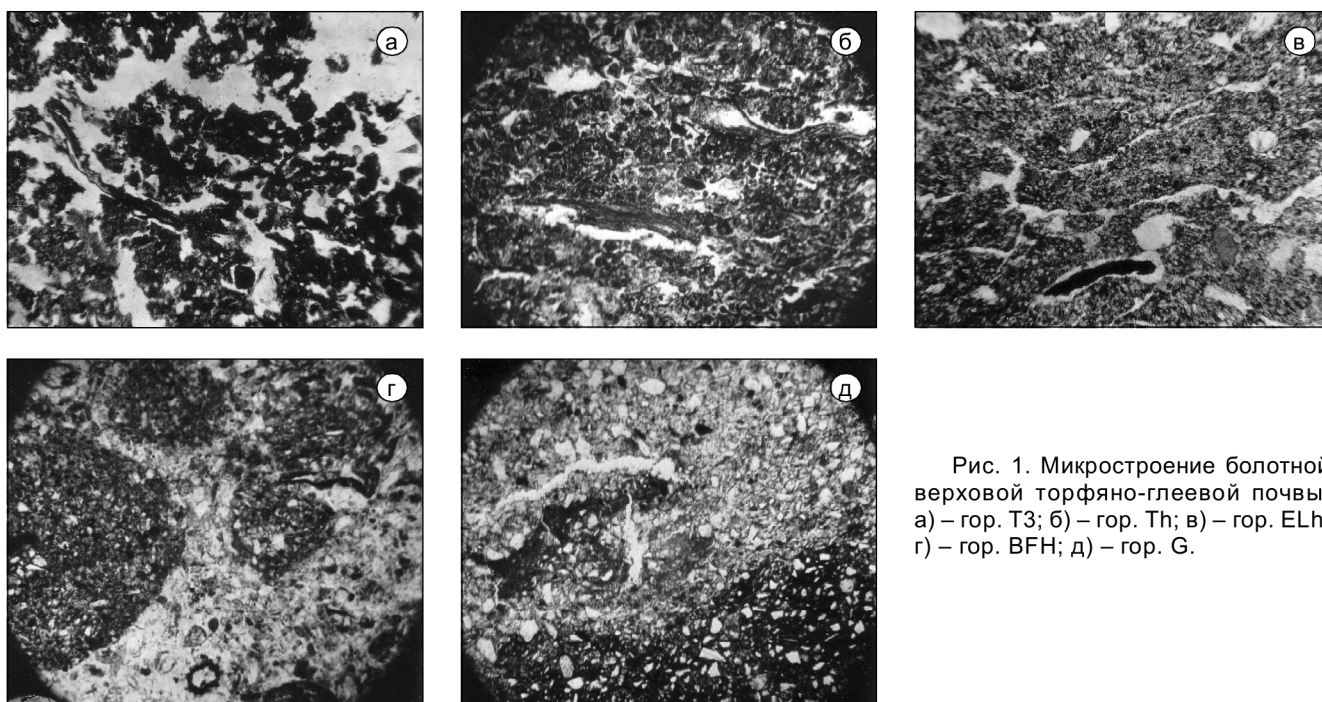


Рис. 1. Микростроение болотной верховой торфяно-глеевой почвы: а) – гор. T3; б) – гор. Th; в) – гор. ELh; г) – гор. BFH; д) – гор. G.

Физико-химические свойства верховой торфяно-глеевой почвы

Горизонт	Глубина, см	Гигроскопическая влажность, %	pH		Гумус, %	Поглощенные катионы, ммоль/100 г почвы			Вытяжка Тамма, %				Вытяжка Джексона, %	
			водный	солевой		Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	H <sup>+</sup>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	% от валового	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	% от валового	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	% от валового
O	0-2	6.51	4.00	3.70	–	2.65	2.33	22.19	0.69	6.64	0.17	1.38	1.02	9.82
T1	2-12	7.85	3.70	3.15	–	2.45	1.61	34.57	0.67	9.47	0.36	1.68	0.73	10.32
T2	12-24	11.45	3.95	3.45	–	3.44	1.47	39.33	0.52	8.76	0.71	4.39	0.72	12.14
T3	24-38	10.54	4.15	3.25	–	1.26	1.11	35.06	0.45	8.41	0.88	4.76	0.53	9.90
Th	38-45	8.27	4.10	3.35	–	1.11	0.28	30.69	0.34	15.52	0.96	6.52	0.39	17.80
EL	45-61	3.17	4.10	3.55	12.68	0.19	0.07	10.81	0.22	13.20	0.86	6.84	0.31	18.67
Bhf	61-68	2.51	4.90	3.95	3.74	0.24	0.05	6.08	1.22	32.79	0.42	3.52	1.68	45.16
EL	68-82-язык	2.17	4.75	3.75	0.91	0.78	0.42	8.12	1.14	27.67	0.30	2.43	1.37	33.25
G	68-102	4.00	4.75	3.80	0.61	0.36	0.13	3.69	0.53	18.27	0.10	0.93	0.69	23.79
	Темные пятна	2.65	5.05	3.60	1.01	2.40	0.60	7.96	0.73	14.60	0.74	5.77	1.61	32.20

Исследования состава глинистых минералов показали, что в почве силикатная фаза иллитовой фракции представлена каолинитом, диоктаэдрическим иллитом и смешанослойным слюда-сметитовым минералом, унаследованными от почвообразующей породы (пылеватого покровного суглинка). Усиление гидроморфизма способствует образованию почвенных хлоритов, особенно в буроокрашенных агрегатах горизонта ELh. В процессе оглеения защитные пленки гидроксидов железа на поверхности глинистых частиц растворяются, что способствует внедрению гидроксидов алюминия в межпакетные промежутки глинистых минералов. Процесс хлоритизации заключается в образовании прослоев Al и Fe в 2:1 силикатах. Вследствие того, что почвенный хлорит, отчетливо диагностируемый в верхней толще профиля, не обнаружен в глинистых кутанах нижних горизонтов, можно констатировать отсутствие современной миграции глин и смену очередных этапов эволюции.

Таким образом, формирование болотных почв обусловлено сменой климатических периодов в голоцене, о чем свидетельствует различная скорость прироста торфа на различных стадиях эволюции. Высокие темпы аккумуляции торфа в раннем голоцене (Vorren, 2007) были заторможены резким похолоданием и уменьшением увлажнения в SB-3 (3200-2200 л.н.) и последующие холодные фазы позднего голоцена (Заболачивание..., 2008). В этот период произошло формирование многочисленных мелкозалежных болот на плоских водоразделах, депрессиях рельефа (Пьявченко, 1955) с сохранением минерального почвенного профиля под торфом.

В среднетаежной подзоне (Зеленецкий массив верхового болота) на левобережье р. Вычегды исследовали целинные и осушенные почвы. Целинная болотная верховая торфяно-глеевая почва (разрез 18) описана в краевой части сфагнового верхового болота, в разреженном сосново-еловом лесу с примесью березы.

Описание мезо-микроморфологии:

O 0-15 см Сфагновый очес из неразложившихся мхов, растительные ткани желтого цвета.  
 T 15-35(40) см Желтоватый, светло-бурый, слабо уплотнен. Преобладают слабо разложившиеся растительные остатки. Местами черные выбросы клещей.  
 Ghf 35(40)-60 см Темно-коричневый с палево-сизыми пятнами, плотный, прокрашен потечным гумусом. Много обуглившись растительных остатков. На зернах скелета – бурые пленки (рис. 2а).  
 G с 60 см Сизый, локально-палево-сизый, компактный. Строение песчано-плазменное. Светло-желтые глинистые пленки на зернах скелета (рис. 2б).

Торфяно-глеевая почва, сформированная на окраине верхового болота, характеризуется наличием сфагнового торфа мощностью 40 см, аккумуляцией потечного гумуса, ожелезнением тонкодисперсной массы нижележащего горизонта и наличием Fe-глинистых пленок на зернах скелета в нижней части профиля.

Осушенная открытыми дренажными каналами болотная верховая торфяно-глеевая почва верхового болота (разрез 19) имеет следующее мезомикростроение:

PT 0-26 см Светло-бурый, слабо уплотнен, остатки растений средне- и сильно разложившихся, с бурым содержанием.  
 PTR1 26-30 см Бурый, плотный, цементирован, с коричневыми и черными микрозонами, с выбросами клещей, энхитрид. Гумусовые пленки на зернах скелета.  
 PTR2 30-40 см Коричнево-бурый, плотный; гумусовая тонкодисперсная масса и агрегаты, выбросы клещей.  
 Bhf 40-60 см Светло-бурый, с микрозонами конкреций. Органическая плазма вуалирует скелет. Растительные остатки, выбросы клещей (рис. 2в).  
 BD 60-100 см Светло-бурый, с красноватыми микрозонами, цементациями. Округлые трещиноватые агрегаты вуалированы гумусо-глинистой тонкодисперсной массой. Глинистые пленки на зернах. Красно-коричневые и черные натёки, углефицированные растительные остатки (рис. 2г).

Описание исследованных почв на мезо- и микроуровнях свидетельствует о том, что под влиянием осушения усиливается разложение торфа,

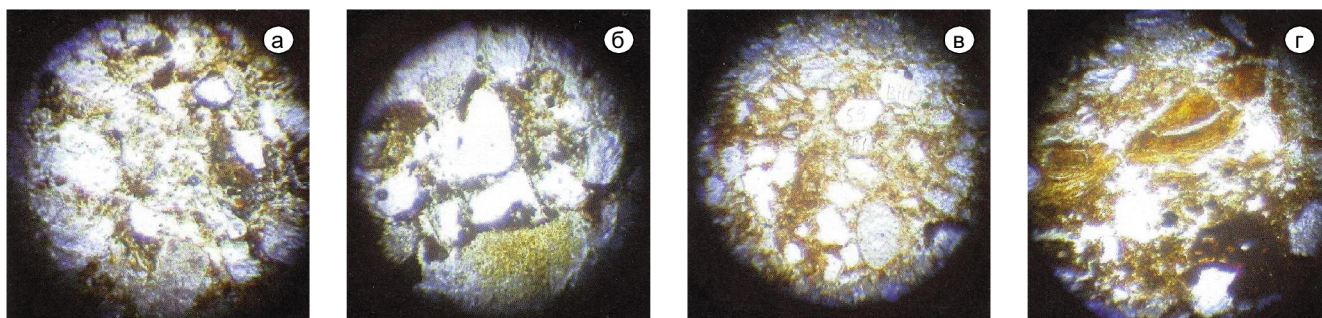


Рис. 2. Микростроение целинной (а – гор. Ghf; б – гор. G) и осушенной (в – гор. BFH; г – гор. BD) почв.

минеральные горизонты насыщаются почечным гумусом, образуются трещины усыхания, происходит метаморфизация глеевых горизонтов. На месте компактного гор. G формируется микроагрегированный, обогащенный гумусовой тонкодисперсной массой с гроздьевидными агрегатами горизонт. Меньшая степень подвижности соединений Fe под влиянием осушения делает его структурообразующим агентом наряду с органическим веществом. Появляются микрзоны цементации соединений Fe, натечные формы соединений Fe с гумусом. Формируется новый тип почвы – торфозем агроминеральный.

#### Заключение

В результате исследований торфяно-глеевых почв таежной зоны выявлены особенности дифференциации профилей, отражающие смену климатических периодов в течение голоцена, а также модификация строения почв вследствие агро-мелиоративных мероприятий.

Установлено, что различные стадии эволюции торфяно-глеевых почв маркируются не только ботаническим составом торфа (Алексеева, 1997), но и особенностями мезо-микроморфологии, химико-минералогического состава структурных компонентов генетического профиля. Сделано предположение, что в подзоне северной тайги торфяно-глеевая почва в своем раннем развитии прошла те же этапы, что и глееподзолистая, формирующаяся в аутомофных условиях на рассматриваемой территории. Об этом свидетельствуют структурная организация минеральной части профиля, а также аккумуляции скелетан и глинистых кутан на тех же глубинах, что и в глееподзолистых почвах. В дальнейшем торфонакопление происходило уже на текстурно-дифференцированный профиль. По мере усиления гидроморфизма отмечается стирание черт подзолистого профиля, лучше сохранившихся в нижней части, и наложение признаков наступающего заболачивания. Почвенный хлорит, отчетливо диагностируемый в верхней толще профиля, не обнаружен в глинистых кутанах нижних горизонтов, что свидетельствует об отсутствии современной миграции глин и смене очередных этапов эволюции.

Под влиянием осушения верховой торфяно-глеевой почвы происходит трансформация типа почвообразования в результате развития следующих процессов: 1) биогенной деструкции и гумификации; 2) агрегации и уплотнения сложения; 3) образования ожелезненных с микроконкрециями зон; 4) иллювиальной аккумуляции гумуса.

*Работа выполнена в рамках темы государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН «Пространственно-временные закономерности формирования торфяных почв на европейском северо-востоке России и их трансформации в условиях меняющегося климата и антропогенного воздействия» (Гр. 115020910065).*

#### ЛИТЕРАТУРА

- Агрохимические методы исследования почв. – Москва : Наука, 1975. – 656 с.
- Алексеева, Р. Н. Болота // Республика Коми : энциклопедия : в 3 т. / Р. Н. Алексеева. – Сыктывкар, 1997. – Т. 1. – С. 28–30.
- Горбунов, Н. И. Методы минералогического и микроморфологического изучения почв / Н. И. Горбунов. – Москва, 1971. – 175 с.
- Ефремов, С. П. Запасы углерода в экосистемах болот / С. П. Ефремов, Т. Т. Ефремова, И. В. Мелентьева // Углерод в экосистемах лесов и болот России. – Красноярск, 1994. – С. 128–139.
- Заболачивание среднетаежного моренно-ледникового ландшафта в голоцене (юг Архангельской области) / К. Н. Дьяконов, Т. А. Абрамова, И. П. Серегина, А. П. Безделова // Вестник Московского университета. Серия 5, Геоморфология. – 2008. – № 2. – С. 28–34.
- Зайдельман, Ф. Р. Процесс глееобразования и его роль в формировании почв / Ф. Р. Зайдельман. – Москва : Изд-во МГУ, 1998. – 316 с.
- Каздым, А. А. Изготовление прозрачных почвенных шлифов / А. А. Каздым, С. Н. Седов // Вестник Московского университета. Серия 17, Почвоведение. – 2000. – № 2. – С. 26–29.
- Классификация и диагностика почв России / сост.: Л. Л. Шишов, В. Д. Тонконогов, И. И. Лебедева, М. И. Герасимова. – Смоленск : Ойкумена, 2004. – 342 с.
- Нейштадт, М. И. О происхождении позднечетвертичной эпохи (послевалдайской и голоценовой) в СССР и Европе / М. И. Нейштадт. – Москва : Изд-во АН СССР, 1952. – С. 25–39. – (Материалы по четвертичному периоду СССР ; вып. 3).
- Организация, состав и генезис дерново-палево-подзолистой почвы на покровных суглинках: морфологическое исследование / В. О. Таргульян, А. Г. Бирина, А. В. Куликов, Т. А. Соколова, Л. К. Целищева. – Москва : Наука, 1974. – 55 с.

Полевой определитель почв. – Москва : Почвенный ин-т им. В. В. Докучаева, 2008. – 182 с.

Пьявченко, Н. И. Бугристые торфяники / Н. И. Пьявченко. – Москва : Изд-во АН СССР, 1955. – 279 с.

Теория и практика химического анализа почв / отв. ред. Л. А. Воробьева. – Москва : ГЕОС, 2006. – 400 с.

Borren, W. Carbonexchangein Western Siberian Watershed mires and implication for the greenhouse effect / W. Borren // Netherlands Geographical Studies 355. – Utrecht, 2007. – 125 p.

## MORPHOGENETIC FEATURES OF PEAT-GLEY SOILS FORMATION IN THE TAIGA ZONE OF THE KOMI REPUBLIC

**G.V. Rusanova, E.G. Kuznetsova, O.V. Shakhtarova**

*Institute of Biology of Komi Scientific Centre of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Syktyvkar*

*Summary.* Structure features, evolution stages and genesis dynamics under impact of agro-melioration activities have been revealed for the soils developed in taiga oligotrophic peat mires (Pechora and Vychegda river basins). Mezo-micromorphological structure and chemic-mineralogical composition of structural components of peat-gley soil genetic profile were found to be markers of the Holocene evolution stages as well as the botanical composition of peat.

According to the structural features (placic texture of eluvial part, nuciform-prismatic structure of lower horizons) and sceletans and clay cutans accumulation at the depths as in automorphic gleyic podzolic soils forming in the study area, it is possible to suppose that peaty-gley soils passed through the analogical evolution stages. The podzolic features expressed better in the lower part of the profile were decreased with increased hydromorphism and covered by the features of initiating overlogging.

Soil chlorite, which is clearly diagnosable in upper part of the profile, was not detected in clay cutans of lower horizons that indicates the deficiency of present-day clay migration and shift of the evolution stages. Under the impact of draining oligotrophic peat-gley soil, type soil formation changed as result of: 1) biogenic destruction and humification; 2) aggregation and packing of structure; 3) creation of ferruginized zones with microseparations; 4) illuvial accumulation of humus. New soil type has been also found – agromineral torphozem.

*Key words:* Peat-gley soil, taiga zone, mezo-micromorphology, soil melioration



## СОДЕРЖАНИЕ И ФАЗОВОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ПРИРОДНЫХ СОЕДИНЕНИЙ УРАНА В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ

**Н.Г. Рачкова**

*Федеральное государственное бюджетное учреждение науки  
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН, Сыктывкар  
Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего образования  
Сыктывкарский государственный университет им. П. Сорокина, Сыктывкар  
E-mail: rachkova@ib.komisc.ru*

**Аннотация.** В статье представлен обзор литературы о содержании и формах нахождения природных соединений урана в поверхностных водах.

**Ключевые слова:** уран, поверхностные воды, водоемы, радиоактивное загрязнение, соединения урана в поверхностных водах, гидрогенная миграция

Вследствие деятельности предприятий ядерно-топливного цикла, производств по обогащению полиметаллических руд и из других антропогенных источников в окружающую среду, в том числе в водотоки, поступают значительные количества соединений урана, прежде скрытого в недрах Земли. Опасность такой тенденции обусловлена его радиоактивностью и токсичностью, которая проявляется в оксидативном стрессе и дисбалансе в редокс-системах живых клеток (Sheppard, 2001, 2005). В природных условиях интенсивность этих эффектов опосредована способностью соединений урана аккумулироваться в биологических объектах. Как правило, она зависит не только от специфичной склонности вида к потреблению химического элемента, но и от его содержания и соотношения физико-химических форм в водных средах (почвенном растворе, речных потоках и т.д.).

Цель статьи – обобщение данных литературы о техногенно обусловленных и фоновых концентрациях, а также соответствующих им формам нахождения урана в естественных водоемах и взаимосвязи этих показателей с характеристиками среды.

Природные радионуклиды урана представлены изотопами с массовыми числами 238, 235 и 234. Они относятся к двум радиоактивным семействам, и в литосфере их концентрации находятся в равновесии. Для открытых термодинамических систем, каковыми являются условия естественных водоемов, чаще всего характерны неравновесные соотношения между удельными активностями изотопов одного ряда распада (уран-234 и уран-238). Для речных незагрязненных вод их соотношения варьируют от 1.0 до 2.6 при среднем значении показателя 1.2 (Isotopic..., 2001). В природных объектах с фоновым содержанием урана отношение удельных активностей его изотопов с атомной массой 235 и 238 приблизительно равно 138. Превышение массовых концентраций урана над соответствующим контрольным уровнем для местности, сопровождающееся к тому же нарушением изотопных соотношений относительно характерных для природной

смеси радионуклидов значений, свидетельствует об антропогенном притоке радиоактивного элемента в окружающую среду. В отсутствие техногенного загрязнения он поступает в водоемы из горных пород, а его повышенные концентрации в поверхностных и подземных водах могут обуславливаться природными аномалиями.

В настоящее время гигиенические нормативы, принятые в России, не допускают увеличения удельной активности урана-238 в водах хозяйственно-бытового назначения свыше 3 Бк/л (0.244 мг/л) (НРБ-99/2009, 2009). Однако по результатам исследований S. Sheppard (2005), валовая концентрация урана в воде (питательная среда, среда обитания) более 0.005 мг/л уже не может гарантировать его химическую безопасность для некоторых организмов водных экосистем. Для питьевых вод, с учетом возможного канцерогенного действия урана (VI), Всемирная организация здравоохранения установила максимальное допустимое содержание радиоактивного элемента 0.015 мг/л (Guidelines..., 2004).

Типичный диапазон варьирования массовой концентрации урана в природных поверхностных резервуарах мира вполне соответствует этим регламентированным значениям и составляет, по мнению M. Gascoyne (1992), 0.01-6.6 мкг/л. Согласно другим авторам (Scott, 1982; Isotopic..., 2001), он чуть шире и при различном минеральном и химическом составе вмещающих пород отвечает градиенту концентраций 0.02-10.0 мкг/л. Северные реки, исходя из публикаций видного отечественного геохимика А.П. Виноградова (1957, 1962), переносят в 1 л воды от 0.02 до 0.2 мкг урана. По иным источникам (Моисеев, 1964), в водоемах европейского Севера массовая концентрация этого элемента не более 1 мкг/л. Средняя массовая концентрация растворенного урана для 40 крупнейших рек мира равна 0.31 мкг/л (Palmer, 1993). Без учета рек Ганг и Желтая с аномально высоким природным фоном радиоактивного элемента она снижается до 0.19 мкг/л (Palmer, 1993, Determination of uranium content..., 1995, Vertical distribution..., 2006, Distribution of..., 2009). По имеющимся данным

(Таскаев, 1983; Титаева, 1983), для водоемов в ряду климатических зон «тундра–тайга–леса–степь» наблюдается тенденция к возрастанию массовой концентрации растворенного урана.

Недостаточная изоляция резервуаров и мест хранения радиоактивных отходов, гидрогенная миграция поллютантов из загрязненных почв водосборных территорий, а также сброс промышленных сточных вод обуславливают техногенный приток радиоактивного элемента в водоемы. Примерами антропогенных источников поступления естественных и искусственных радионуклидов в крупные водотоки России являются объекты спецпредприятий «Росатома», расположенные в Сибири и на Урале. Так, при массовой концентрации урана в незагрязненных водах Енисея 0.12–0.6 мкг/л (Предотвращение..., 1996; Первые данные..., 2011) на участках реки, принимающих сбросные воды горно-химического комбината и электрохимического завода, она возрастает до 2.1–4.0 мкг/л и сопровождается достоверным увеличением в воде содержания изотопа с массовым числом 235. Отмечается (Гаськова, 2011), что в болотных водах зоны техногенного влияния шламонакопителя вышеуказанного завода содержание урана осенью достигает 11 мкг/л, в подземных – 6000 мкг/л. Подобное увеличение содержания радиоэлемента в импактных водоемах относительно фоновых нередко обнаруживается и в других природных зонах Евразии в районах уранодобывающих предприятий (Torgoev, 2002; Состояние урана..., 2012). По некоторым данным (Kinze, 2002), в водотоках, расположенных вблизи рудников в европейской зоне смешанных и широколиственных лесов, содержание урана может превышать 300 мкг/л при его средней фоновой концентрации 0.17 мкг/л. Согласно сводке И.Е. Перельмана (Евсеева, 1974), этот радиоактивный элемент характеризуется высокой подвижностью в зоне окисления и по интенсивности водной миграции попадает в одну группу с кальцием, магнием, натрием, цинком и стронцием.

Значительным может быть не только содержание, но и ореол рассеяния урана из очагов техногенеза. При максимальной массовой концентрации урана в воде 60 мг/л площадь территории, загрязненной им вследствие утечек из хранилища радиоактивных отходов НПО «Маяк», составила 17 км<sup>2</sup> (Иванов, 2003; Bolsunovsky, 2005). Расстояния, на которые просачиваются радиоактивные компоненты подобных загрязнений, составляют более 1000 м, а в отдельных случаях превышают 10 км (Искра, 1981; Собакин, 1998; Комплексное обследование..., 2009). Основной причиной миграции урана в водоемах считается его участие в физико-химических процессах. Определяющую роль при этом имеют три группы факторов: физико-химические характеристики водной среды, материала донных отложений и взвесей, а также свойства соединений урана и гидродинамика водотоков.

Анализ результатов исследования фазового распределения радиоактивного элемента в поверхностных водах мира свидетельствует, что уран может быть представлен в них как в составе взвесей разного размера, так и в растворе. По данным В.И. Баранова и Н.Г. Морозовой (1971), до 90% запаса радиоактивного элемента в водоемах Русской равнины находится в виде растворимых соединений. При этом заряды ионов и коллоидных частиц, в составе или в виде которых осуществляется их гидрогенный транспорт, могут быть полярными друг другу. Так, фракционирование урана, содержащегося в водах родников районов урановой и ториевой аномалий европейского Северо-Востока, показало, что 57–80% количества радиоактивного элемента представлено в них катионами, 20–43% – анионами (Овченко, 1971). Анионные соединения урана обуславливают до 60%, катионные – от 40 до 80% его удельной активности в фоновых поверхностных водах северной тайги. Наши многолетние исследования, приуроченные к северо-таежным речным экосистемам в районе расположения промысла по добыче радия, вне зависимости от особенностей гидрохимического состава, химических форм и знака заряда ионов урана, подтверждают его доминантный транспорт в растворенном виде (Рачкова, 2013а, 2014). В таком случае возможна дальняя миграция урана из очагов загрязнения с водным потоком.

В зонах окисления природных водоемов находятся устойчивые соединения уранил-ионов  $UO_2^{2+}$ , в которых степень окисления урана равна +6. В этом состоянии он выносится поверхностными и грунтовыми водами из водоразделов и может накапливаться на бессточных участках. Вследствие высокой плотности заряда уранил-ионы склонны к гидратации, комплексообразованию и гидролизу. В зависимости от состава и водородного показателя среды они могут образовывать фторидные, хлоридные, карбонатные, сульфатные, фосфатные, силикатные и ацетатные растворимые комплексные соединения (Gulati, 1980; Тяжельные..., 1990). В отсутствие анионов-лигандов (особенно фосфат-ионов и при  $c(CO_2) < 1$  ммоль/л) в широком диапазоне pH природных вод преобладают гидролизованые формы уранил-ионов (Изменение подвижности..., 1985). В этом случае в средах с нейтральным или близким к нему водородным показателем последовательно образуются  $UO_2OH^+$ , ряд ионов более сложного состава, например,  $UO_2(UO_3)(OH)^+$  и далее – отрицательно заряженное коллоидное соединение гидроксида уранила  $UO_2(UO_3)_n(OH)_2$ . В растворах с pH < 7.5 и при молярной концентрации фосфат-ионов более 1 мкмоль/л доминирующей химической формой урана являются уранилфосфатные комплексные анионы (Бондиетти, 1985). Они образуются также в водных системах с pH 6–9, когда молярное отношение фосфат- и карбонат-ионов более 0.1 (Sandino, 1992; Путилина, 2014). В щелочных

средах с высокой молярной концентрацией последних комплексобразование уранил-ионов с карбонат-ионами преобладает над другими процессами связывания радиоэлемента (Landa, 1980; Искра, 1981; Водяницкий, 2011). Образование устойчивых карбонатных и фосфатных комплексных соединений уранил-ионов является одной из причин увеличения его гидрогенной миграции в экосистемах (Masuda, 1973; Бондиетти, 1985; Изменение подвижности..., 1985).

Наряду с сообщениями о доминировании в поверхностных водах растворимых соединений урана, в публикациях сообщается о преимущественной его миграции в водоемах в сорбированном взвешенными частицами виде. По данным Jiang и соавторов (Distribution..., 2009), в воде р. Желтая (Китай) 68% количества урана поглощено взвесями и только 32% представлено в растворимой форме. Исследователи балтийской акватории сообщают (Particle transport..., 1998), что основной транспорт радиоактивного элемента реками в море также осуществляется в форме, сорбированной оксидами, гидроксидами и биогенными частицами размером свыше 0.45 мкм. Имеются полученные в модельном эксперименте сведения о более выраженном концентрировании урана в детрите пресноводных водоемов (41-54%) по сравнению с его активностью в воде (22-45%) (Гончар, 2010).

Соотношение запасов радиоактивного элемента, растворенного и поглощенного взвесями, может значительно отличаться даже для водотоков, расположенных поблизости друг от друга. Так, в случае проточных водоемов территории Семипалатинского ядерного полигона содержание урана во взвешенном веществе определяет от 1 до 60% его активности в воде (Vintro, 2009). Отчасти эти различия могут обуславливаться спецификой гидродинамики водного объекта, значимой для самоочищения воды от урана. Известно (Титаева, 1983), что на плохо аэрируемых участках слабопроточных водотоков интенсифицируется концентрирование радионуклидов в донных осадках. В качестве причины предполагается создание восстановительных условий за счет разложения органического вещества с последующим осаждением урансодержащей взвеси. Существуют данные (Inhibition..., 2000; Role..., 2005; Водяницкий, 2011; Путилина, 2014), что нитраты, будучи окислителями, способны помешать этому процессу и увеличить миграционную способность радиоактивного элемента в гидросфере.

Следует подчеркнуть, что растворенные гумусовые вещества играют двоякую роль в гидрохимии урана. С одной стороны, ураново-органические соединения являются одной из самых распространенных форм нахождения радиоэлемента в богатых органическими соединениями природных водах (тундровых, болотных, лесных) (Евсеева, 1974), а паводковые воды, обогащенные растворимым органическим веществом, интенсифицируют выщелачивание урана из загрязнен-

ных почв и пород, слагающих твердые радиоактивные отвалы (Собакин, 1998; Носкова, 2010; Экологические..., 2013). В виде комплексных солей органических кислот, по мнению В.В. Щербины (1957), уран способен к дальней миграции. С другой стороны, в зависимости от условий среды они представляют собой как растворимые соединения, так и осадки (Манская, 1956; Поляков, 2007). В восстановительных слабокислых средах гуминовые и фульвокислоты вызывают осаждение урана, в окислительных – с теми же веществами образуются его устойчивые растворимые комплексные соединения ( $8.9 > \lg K_{уст} > 2.3$ ) (Pacheco, 2001; Поляков, 2007; Luo, 2009; Путилина, 2014). Доля связанного в них радиоактивного элемента возрастает с увеличением содержания органического вещества в природных водах. В малокарбонатных водных средах образование гуматов доминирует. Выявлено, что в природных водах с крайне высоким содержанием гуминовых кислот (800-1200 мг/л) основная часть урана ассоциируется с их коллоидно-дисперсной фракцией (Поляков, 2007). Фульватное комплексобразование радиоактивного элемента способно полностью подавить его поглощение частицами глинистых минералов, входящими в состав взвесей (Очистка..., 2001). По данным модельных экспериментов О.Л. Гаськовой с соавторами (2011), даже при высоких концентрациях гидрокарбонат-ионов, но в присутствии 1 мг/л гумусовых кислот доля связанного ими радиоактивного элемента в растворах преобладает (90%). Кроме осаждения, в том числе вследствие восстановления  $U^{6+}$  до  $U^{4+}$ , механизмы этого связывания включают ионный обмен и адсорбцию (Манская, 1956; Евсеева, 1974; Vorovec, 1979; Но, 1985; Bond, 1991). При этом некоторые более поздние инструментальные исследования (Взаимодействие..., 2001) частично опровергают эти данные, доказывая, что в комплексах с гуминовой кислотой уран (VI) сохраняет степень окисления, а ионы железа (III) за счет поверхностной сорбции на частицах органических коллоидных частиц ингибируют его депонирование в твердой фазе. Природное органическое вещество, формируя двойные поверхностные комплексные частицы, может участвовать и в тройном поверхностном комплексобразовании (Путилина, 2014).

По мере удаления от очага загрязнения переносимый водами уран может концентрироваться в донных отложениях (Собакин, 1998). Резюмируя вышеизложенное, отметим, что чаще всего это происходит в результате совокупного воздействия ряда факторов и многих химических процессов. По интегральным оценкам (Palmer, 1993), среднее содержание урана в речных осадках приблизительно соответствует 3 мг/кг при варьировании его значений в границах диапазона 0.5-5.0 мг/кг. Массовая концентрация радиоактивного элемента в составе взвешенного вещества рек, водосборная территория которых приуроче-

на к районам радиоактивных аномалий, достигает 2.57-3.45 мкг/г (Distribution of..., 2009). В условиях антропогенного загрязнения в 1 грамме речных донных осадков водоемов Австралии может содержаться до нескольких десятков микрограмм урана (Radioactive..., 2008). Рассчитано (Собакин, 1998), что от 61 до 88% запаса урана, выносимого водами из отвалов разработки ториевых и урановых месторождений в горно-таежных ландшафтах южной Якутии, так или иначе концентрируется в донных отложениях.

Поскольку основными сорбентами урана в водоемах являются органические, минеральные и органо-минеральные коллоидные частицы, то межфазное распределение радиоактивного элемента опосредовано процессами их образования. В свою очередь, на формирование коллоидных соединений влияет химический состав вод. Сообщается о линейной корреляции между содержанием радиоактивного элемента в воде и ее минерализованностью (Vertical distribution..., 2006). Показано (Титаева, 1983) отсутствие значимой корреляции содержания урана и органического вещества в компонентах водоемов тундры. В то же время для вариационных рядов «коэффициент распределения» и «соотношение содержания Fe (II) и Fe (III)» обнаруживается достоверная линейная зависимость. Корреляция содержания урана и железа установлена для донных осадков водоемов, находящихся в импактной зоне неэксплуатирующихся урановых рудников в Австралии (Radioactive..., 2008). По данным А. Samacho с соавторами (Distribution..., 2010), содержание урана в поверхностных водах северо-востока Испании значимо коррелирует с электропроводностью, скоростью течения и содержанием карбонат-ионов. Изучение химического состава поверхностных и подземных вод бассейна р. Печоры в подзоне северной тайги на территории с высоким содержанием урана в горных породах показало (Рачкова, 2010, 2013), что количество растворенного радиоактивного элемента зависит от содержания в воде железа, pH и Eh водной среды. Влияние сульфатного, фосфатного, карбонатного комплексообразования урана на его распределение между водой и донными осадками было выражено слабо. Значимая роль этих процессов установлена для водоемов лесостепных районов (Титаева, 1983). В целом, связь параметров поглощения урана донными осадками и химического состава водной среды отражена в немногих публикациях.

Хотя в окислительной среде уранил-ионы подвижны, они могут быть иммобилизованы в твердой фазе активных сорбентов (Водяницкий, 2011). В природных щелочных растворах, контактирующих с почвами и донным материалом, имеющим повышенное содержание карбонатов кальция и магния, могут образовываться нерастворимые соединения состава  $\text{Ca}_2[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3] \cdot 9\text{H}_2\text{O}$  и  $\text{CaMg}[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3]$  (Изменение подвижности..., 1985; Рачкова, 2010, 2011, 2013). Гидроксиды урана

коллоидной структуры в слабокислых средах адсорбируются на поверхности частиц гидроксидов железа, алюминия, марганца, глинистых минералов, органических взвесей и т.п. (Kochenov, 1965; Borovec, 1979; Choppin, 1979; Искра, 1981; Adsorption..., 2000). Интенсивность и механизмы этих процессов зависят от pH, концентрации U (VI) в растворе, сорбционной емкости коллекторов, ионного состава жидкой фазы. Методом EXAFS (Extended X-ray Absorption Fine Structure) выявлены урансодержащие частицы в составе карбонатных комплексных соединений, фосфатов, на поверхности гидроксидов железа и алюминия, слоистых силикатов (Uranil surface..., 2002; Uranium sorption..., 2006; Водяницкий, 2011). С коллоидно-дисперсными формами  $\text{SiO}_2$  уранил-ионы образуют устойчивые внутрисферные моноядерные с тетраэдрами силикатов и поверхностные комплексные соединения (Dent, 1992; Torgoev, 2002). При сорбции урана природным Si-Al-Fe гелем сначала U (VI) координируется со структурными элементами, содержащими кремний или алюминий, а затем эти комплексные соединения захватываются осадками гидроксида железа (Очистка..., 2001; Водяницкий, 2011). Методом ИК-спектроскопии установлено поглощение комплексных частиц уранил-ионов путем анионного обмена с гидроксильными группами, при этом возможен гидролиз комплексных ионов урана (VI). Доказаны также катионообменная и молекулярная сорбции урана (VI) (Пахолков, 1977). По мнению некоторых исследователей (Adsorption..., 2000), в объектах окружающей среды, приуроченных к поверхности Земли, содержание железа контролирует pH-зависимую адсорбцию урана. Изучение микробиологических механизмов этого процесса вызывает особый интерес исследователей, поскольку новообразованные биогенные гидроксиды железа способны интенсивно включать в свою структуру или адсорбировать на своей поверхности токсичные элементы (Uranium speciation..., 1998; Majzlan, 2005; Role..., 2005; Modelling in-situ..., 2007; Водяницкий, 2011; Путилина, 2014). Известно, что в кислой среде окисление Fe (II) до Fe (III) катализируется при активном метаболизме микроорганизмов *Acidithiobacillus ferrooxidans*, нейтрализация кислотности приводит к его осаждению. Высокая эффективность иммобилизации растворенного урана путем биологического восстановления наиболее изучена в модельных опытах на граммотрицательных микроорганизмах родов *Geobacter*, *Shewanella* и грамположительных бактериях *Desulfitobacterium spp.* (U (VI) reduction..., 2010). EXAFS-спектроскопическими исследованиями было подтверждено, что урансодержащая твердая фаза включает моноядерные комплексные соединения U (IV), содержащие углерод, азот, кислород, фосфор и серу.

Подытоживая проведенный краткий аналитический обзор литературы, выделим три основные

группы исследований, детерминированных по способу получения информации об интенсивности и формах нахождения урана в поверхностных водах мира. Применительно к водоемам территорий с фоновыми и техногенно-повышенными содержаниями естественных радионуклидов в объектах окружающей среды первая из них касается непосредственного определения и оценки вышеуказанных показателей, другая – моделирования гидрогенной миграции урана или процессов в отдельных ее звеньях на основе эмпирических данных с использованием статистических методов, третья – лабораторных инструментальных исследований, моделирующих природные процессы миграции и концентрирования урана. Публикаций, авторы которых придерживаются системного и комплексного подхода к изучению гидрогенной миграции урана, немного. Это приводит, несмотря на хорошую изученность биогеохимии радиоактивного элемента, к фрагментарности имеющихся данных о закономерностях его пространственно-временного распределения в условиях загрязнения и ограниченной возможности использования полученной информации для прогнозирования долговременной миграции урана в техногенно-нарушенных водных экосистемах.

*Исследования выполнены в рамках темы НИР «Реакция растений и животных на хроническое действие тяжелых естественных радионуклидов в эксперименте и природе» при частичной финансовой поддержке проекта Программы Президиума РАН № 15-2-4-26.*

#### ЛИТЕРАТУРА

- Баранов, В. И. Поведение естественных радионуклидов в почвах / В. И. Баранов, Н. Г. Морозова // Современные проблемы радиобиологии / ред. В. М. Клечковский, Г. Г. Поликарпов, Р. М. Алексахин. – Москва : Атомиздат, 1971. – С. 13–40.
- Бондиетти, Э. А. Физико-химические связи плутония и других актиноидов в почве / Э. А. Бондиетти, Т. Тамура // Трансурановые элементы в окружающей среде / ред. У. С. Хэнсон. – Москва : Энергоатомиздат, 1985. – С. 66–85.
- Взаимодействие ионов  $UO_2^{2+}$  и  $Fe^{3+}$  с природной гуминовой кислотой / Ю. А. Тетерин, В. И. Нефедов, А. С. Никитин, А. Ю. Тетерин, К. Е. Иванов, К. И. Маслаков, И. О. Уткин, М. Бубнер, Т. Райх, С. Помпе, К. Х. Хайзе, Х. Ниче // Журнал неорганической химии. – 2001. – Т. 46, № 6. – С. 990–995.
- Виноградов, А. П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах / А. П. Виноградов. – Москва : Изд-во АН СССР, 1957. – 238 с.
- Виноградов, А. П. Основные черты геохимии урана / А. П. Виноградов. – Москва : Наука, 1962. – 431 с.
- Водяницкий Ю. Н. Химические аспекты поведения урана в почвах (обзор литературы) / Ю. Н. Водяницкий // Почвоведение. – 2011. – № 8. – С. 940–952.
- Гаськова, О. Л. Геохимический состав природных вод в районе расположения пункта хранения низкоактивных радиоактивных отходов / О. Л. Гаськова, А. Е. Богуславский, Т. Г. Сиротенко // Водные ресурсы. – 2011. – Т. 38, № 5. – С. 1–11.
- Гончар, Ю. Н. Особенности загрязнения пресноводных водоемов изотопами урана / Ю. Н. Гончар, В. А. Гудыменко, Н. О. Гудыменко // АНРИ. – 2010. – № 1. – С. 57–60.
- Евсеева, Л. С. Геохимия урана в зоне гипергенеза / Л. С. Евсеева, А. И. Перельман, К. Е. Иванов. – Москва : Атомиздат, 1974. – 216 с.
- Иванов, И. А. Миграция техногенного урана в подземных водах района озера Карачай / И. А. Иванов, Г. А. Постовалова // Вопросы радиационной безопасности. – 2003. – № 1. – С. 44–52.
- Изменение подвижности урана в зависимости от pH почв / Н. П. Архипов, В. П. Медведев, Л. А. Гришина, Т. А. Федорова // Радиохимия. – 1985. – Т. 27, № 6. – С. 812–817.
- Искра, А. А. Естественные радионуклиды в биосфере / А. А. Искра, В. Г. Бахуров ; ред. З. Д. Андренко. – Москва : Энергоиздат, 1981. – 123 с.
- Комплексное обследование территории в районе хранения радиоактивных отходов Кирово-Чепецкого отделения филиала «Приволжский территориальный округ» ФГУП «РосРАО» / Т. Я. Ашихмина, А. П. Лемешко, Г. Я. Кантор, Е. В. Дабах // Современная радиоэкологическая обстановка в Кировской области. Объектный мониторинг состояния недр и его роль в решении практических задач Госкорпорации «Росатом» по реабилитации радиационно-опасных объектов ФГУП «РосРАО» : материалы научно-практической конференции (10–11 декабря 2009 г., Киров). – Киров : Любань, 2009. – С. 63–76.
- Манская, С. М. Связывание урана гуминовыми кислотами и меланоидами / С. М. Манская, Т. В. Дроздова, Т. Т. Емельянова // Геохимия. – 1956. – № 6. – С. 10–23.
- Моисеев, А. А. Краткий справочник по радиационной защите и дозиметрии / А. А. Моисеев, В. И. Иванов. – Москва : Атомиздат, 1964. – 132 с.
- Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009): санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. – Москва : Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. – 100 с.
- Носкова, Л. М. Динамика миграции U, Ra и Th в компонентах экосистем, нарушенных в результате радиевого производства : автореф. ... дис. канд. биол. наук : защищена 10.12.2010 / Л. М. Носкова. – Сыктывкар : ИБ Коми НЦ УрО РАН, 2010. – 25 с.
- Овченков, В. Я. Концентрирование ультрамалых количеств урана и тория из слабоминерализованных природных вод / В. Я. Овченков, В. А. Лодыгин // Методы радиоэкологических исследований / отв. ред. И. Н. Верховская. – Москва : Атомиздат, 1971. – С. 109–113.
- Очистка природных и сточных вод от соединений урана / В. В. Гончарук, Б. Ю. Корнилович, В. М. Павленко, М. И. Бабак, Г. Н. Пшинко, Б. В. Письменный, И. А. Ковальчук, В. Г. Сафронова // Химия и технология воды. – 2001. – Т. 23, № 4. – С. 410–418.
- Пахолков, В. С. Сорбция урана (VI) из растворов карбоната аммония гранулированной гидроокисью железа / В. С. Пахолков, С. Д. Хе, В. Ф. Марков // Радиохимия. – 1977. – № 2. – С. 173–177.
- Первые данные по содержанию урана в воде бассейна реки Енисей в зоне влияния предприятий Росатома / А. Я. Болсуновский, А. М. Жижаев, А. И. Сапрыкин, А. Г. Дегерменджи, А. И. Рубайло // Доклады академии наук. – 2011. – Т. 439, № 3. – С. 383–388.
- Поляков, Е. В. Поведение ионных и коллоидных форм микроэлементов в растворах гуминовых кислот при коллоидно-химической экстракции / Е. В. Поляков // Радиохимия. – 2007. – Т. 49, № 4. – С. 378–384.
- Предотвращение неуправляемого распространения радионуклидов в окружающую среду / В. П. Ковалев, С. В. Мельгунов, Ю. М. Пузанков, В. П. Раевский. – Новосибирск : Изд-во СО РАН, 1996. – 162 с.
- Путилина, В. С. Сорбционные процессы при загрязнении подземных вод тяжелыми металлами и радиоактивными элементами. Уран / В. С. Путилина,

- И. В. Галицкая, Т. И. Юганова // Экология. Серия аналитических обзоров мировой литературы. – 2014. – № 103. – С. 1–127.
- Рачкова, Н. Г. Миграция и концентрирование урана и радия в водоемах зоны влияния бывших производственных объектов радиевого промысла / Н. Г. Рачкова, И. И. Шуктомова // Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды «БИОРАД-2014»: материалы международной конференции, (17–21 марта 2014 г., Сыктывкар). – Сыктывкар: ИБ Коми НЦ УрО РАН, 2014. – С. 178–182.
- Рачкова, Н. Г. Распределение урана по компонентам водных экосистем бассейна р. Печора / Н. Г. Рачкова, И. И. Шуктомова // АНРИ. – 2010. – № 2. – С. 44–49.
- Рачкова, Н. Г. Сравнительный анализ миграционной способности и концентрирования природного урана в экосистемах рек Печорского бассейна / Н. Г. Рачкова, И. И. Шуктомова // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2013. – Т. 53, № 1. – С. 84–94.
- Рачкова, Н. Г. Физико-химические формы радионуклидов уранового и ториевого рядов распада в водоемах зоны влияния бывших объектов радиевого промысла / Н. Г. Рачкова, И. И. Шуктомова // Актуальные проблемы региональной экологии и биодиагностика живых систем: материалы XI Всероссийской научно-практической конференции с международным участием, 26–28 ноября 2013 г., Киров. – Киров: Веси, 2013а. – С. 378–380.
- Собакин, П. И. Особенности миграции тяжелых естественных радионуклидов в горно-таежных ландшафтах южной Якутии: автореф. дис. ... канд. биол. наук: защищена 19.05.1998 / П. И. Собакин. – Екатеринбург: ИЭРЖ УрО РАН, 1998. – 18 с.
- Состояние урана в хвостохранилищах № 1-2 г. Истикол при присутствии гематита / Б. Д. Бобоев, Н. Н. Хакимов, Х. М. Назаров, И. У. Мирсаидов, А. М. Баротов, Ф. Д. Саломов // Известия академии наук Республики Таджикистан. Отделение физико-математических, химических, геологических и технических наук. – 2012. – Т. 148, № 3. – С. 79–85.
- Старик, И. Е. Химия и геохимия / И. Е. Старик. – Москва; Ленинград: Изд-во АН СССР, 1958. – 276 с. – (Труды Радиевого института им. В. Г. Хлопина АН АССР; т. 8).
- Таскаев, А. И. Миграция изотопов уранового и ториевого рядов в почвенно-растительном покрове территорий с естественно и антропогенно повышенной радиоактивностью / А. И. Таскаев // Информационный бюллетень радиобиологии. – 1983. – Вып. 28. – С. 34–37.
- Титаева, Н. А. Миграция тяжелых естественных радионуклидов в условиях гумидной зоны / Н. А. Титаева, А. И. Таскаев. – Москва: Атомиздат, 1983. – 260 с.
- Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: Миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы / Р. М. Алексахин, Н. П. Архипов, Р. М. Бархударов, И. Я. Василенко, В. Ф. Дричко, Ю. А. Иванов, В. И. Маслов, К. И. Маслова, В. С. Никифоров, Г. Г. Поликарпов, О. Н. Попова, А. Н. Сироткин, А. И. Таскаев, Б. В. Тестов, Н. А. Титаева, Л. Т. Февралева. – Москва: Наука, 1990. – 368 с.
- Щербина, В. В. Поведение урана и тория в условиях сульфатно-карбонатной среды гипергенеза / В. В. Щербина // Геохимия. – 1957. – № 6. – С. 493–508.
- Экологические аспекты реконструкции хранилища радиоактивных отходов / А. В. Пастухов, Л. М. Носкова, И. И. Шуктомова, А. И. Кичигин // Известия Коми научного центра УрО РАН. – 2013. – № 4. – С. 39–47.
- Adsorption and transport of Uranium (VI) in subsurface media / M. O. Barnett, P. M. Jardine, S. C. Brouks, H. M. Selim // Soil Sci. Soc. Amer. J. – 2000. – Vol. 64. – P. 908–917.
- Bolsunovsky, A. Accumulation and release of Am by a macrophyte of the Yenisei River (*Elodea canadensis*) / A. Bolsunovsky, T. Zotina, L. Bondareva // J. of Environm. Radioactivity. – 2005. – Vol. 81. – P. 33–46.
- Bond, K. A. Thermodynamic modelling of the effect of organic complexants on sorption behaviour / K. A. Bond, J. E. Cross, F. T. Ewart // Radiochem. Acta. – 1991. – Vol. 52/53. – P. 433–437.
- Borovec, Z. Sorption of uranyl by humic acids / Z. Borovec, V. Kribek, V. Tolar // Chem. Geol. – 1979. – Vol. 27, N 1–2. – P. 39–46.
- Choppin, G. R. Interaction of actinides and humic acid / G. R. Choppin // Trans. Amer. Nucl. Soc. – 1979. – Vol. 32. – P. 166–167.
- Dent, A. J. An EXAFS study of uranyl ion in solution and sorbed onto silica and montmorillonite clay colloids / A. J. Dent, J. D. F. Ramsay, S. W. Swanton // J. Colloid and Interface Science. – 1992. – Vol. 50, N 1. – P. 45–60.
- Determination of uranium content of the water in the Yellow River by fission-track method / H. L. Chen, H. Z. Yang, M. Han, H. Zhang // Nuclear techniques. – 1995. – Vol. 4. – P. 58–59.
- Distribution of uranium isotopes in surface water of the Llobregat river basin (Northeast Spain) / A. Camacho, R. Devesa, I. Serrano, J. Soler, S. Blazquez, X. Ortega, L. Matia // J. of Environm. Radioactivity. – 2010. – Vol. 101. – P. 1048–1054.
- Distribution of uranium isotopes in the main channel of Yellow river / X. Jiang, Z. Yu, T. L. Ku, X. Kang, W. Wei, H. Chen // Continental shelf research. – 2009. – Vol. 29. – P. 719–727.
- Gascoyne, M. Geochemistry of the actinides and their daughters / M. Gascoyne // Uranium series disequilibrium: Applications to Environmental problems / ed. Ivanovich M., Harmon R.S. – Oxford: Clarendon Press, 1992. – P. 34–61.
- Guidelines for Drinking-Water Quality / World Health Organization (WHO), third ed. – Geneva (Switzerland): WHO, 2004. – P. 595.
- Gulati, K. L. Assimilation of uranium by wheat and tomato plants / K. L. Gulati, M. C. Osval, K. K. Nagpal // Plant and Soil. – 1980. – Vol. 55. – P. 55–59.
- Ho, C. H. Effect of Humic Acid on Uranium Uptake by Hematite Particles / C. H. Ho, N. H. Miller // J. Colloid and Interface Sci. – 1985. – Vol. 106, N 2. – P. 281–288.
- Inhibition of bacterially promoted uranium reduction: ferric (hydr)oxid as a competitive electron acceptors / B. Wielinga, B. Bostick, C. M. Hansel, R. F. Rosenberg, S. Bendorf // Environ. Sci. Technol. – 2000. – Vol. 34. – P. 2190–2195.
- Isotopic tracing of the dissolved U fluxes of Himalayan Rivers: implications for present and past U budgets of the Ganges–Brahmaputra system / F. Chabaux, J. Riotte, N. Clauer, C. France-Lanord // Geochimica and cosmochimica acta. – 2001. – Vol. 65 (19). – P. 3201–3217.
- Kinze, M. Uranium in the Aquatic Environment / M. Kinze. – B.: Springer, 2002. – P. 1–7.
- Kochenov, A. V. Some features of the accumulation of uranium in peat bogs / A. V. Kochenov, V. V. Zinovyev, S. A. Lovaleva // Geochem. International. – 1965. – Vol. 2. – P. 65–70.
- Landa, E. Isolation of Uranium Mill Tailings and Component Radionuclides from the Biosphere – Some Earth Science Perspectives / E. Landa. – U.S.: Government Printing Office, 1980. – 35 p.
- Luo, W. Dissolution and mobilization of uranium in a reduced sediment by natural humic substances under anaerobic conditions / W. Luo, B. Gu // Environ. Sci. & Technol. – 2009. – Vol. 43, N 1. – P. 152–156.
- Majzlan, J. Speciation of iron and sulfate in acid waters: aqueous clusters to mineral precipitates / J. Majz-

lan, S. C. B. Myneni // *Environ. Sci. Technol.* – 2005. – Vol. 39. – P. 188–194.

Masuda, K. Studies on environmental contamination by uranium. 2. Effects of carbonate ion adsorption of uranium on soil and its desorption / K. Masuda, T. Yamamoto // *J. Radiat. Res.* – 1973. – Vol. 14, N 3–4. – P. 94–99.

Modelling in-situ uranium (VI) bioreduction by sulfate-reducing bacteria / J. Luo, F. - A. Weber, O. A. Cirpka, W. M. Wu, J. L. Nyman, J. Carley, P. M. Jardine, C. S. Criddle, P. K. Kitanidis // *J. contaminant hydrology.* – 2007. – Vol. 92. – P. 129–148.

Pacheco, M. L. Capillary zone electrophoretic (CZE) study of uranium(VI) complexation with humic acids / M. L. Pacheco, J. Havel // *J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry.* – 2001. – Vol. 248, N 3. – P. 565–570.

Palmer, M. R. Uranium in river water / M. R. Palmer, J. M. Edmond // *Geochim. Cosmochim. Acta.* – 1993. – Vol. 57, N 20. – P. 4947–4955.

Particle transport of uranium in the Kalix River and the Baltic Sea / P. S. Andersson, D. Porcelli, G. J. Wasseburg, J. Ingri // *Geochim. cosmochim. Acta.* – 1998. – Vol. 62. – P. 385–392.

Radioactive and radiogenic isotopes in sediments from Cooper Creek Western ARNHEM land / A. Frostick, A. Bollhofer, D. Parry, N. Munksgaard, K. Evans // *J. of Environm. Radioactivity,* 2008. – Vol. 99. – P. 468–482.

Role for Fe (III) minerals in nitrate-dependent microbial U (IV) oxidation / J. M. Senko, Y. Mohamed, T. A. Dewers, L. R. Krumholz // *Environ. Sci. Technol.* – 2005. – Vol. 39. – P. 2529–2536.

Sandino, A. The solubility of  $(\text{UO}_2)_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}(\text{s})$  and the formation of U(VI) phosphate complexes: Their influence in uranium speciation in natural waters / A. Sandino, J. Bruno // *Geochimica et Cosmochimica Acta.* – 1992. – Vol. 56, N 12. – P. 4135–4145.

Scott, M. R. The chemistry of U- and Th - series nuclides in rivers / M. R. Scott // *Uranium series disequilibrium: Application to environmental problems* / eds. M. Ivanovich, R. S. Harmon. – Oxford : Clarendon Press. – 1982. – P. 181–201.

Sheppard, S. C. Derivation of ecotoxicity thresholds for uranium / S. C. Sheppard, M. I. Sheppard // *J. Environ. Radioact.* – 2005. – Vol. 79. – P. 55–83.

Sheppard, S. C. Toxicants in the Environment: bringing radioecology and ecotoxicology together / S. C. Sheppard // *Radioactive pollutants: impact on the environment* / F. Brechignac, B. J. Howard (Eds.). – EDP Sciences Les Ulis Cedex A., 2001. – P. 63–74.

Torgoev, I. A. Impact of uranium mining and processing on the environment of mountainous areas of Kyrgyzstan / I.A.Torgoev, U. G. Aleshyn, H. B. Havenit // *Uranium in the Aquatic Environment* / eds. B. J. Merkel, B. Planer-Friedrich, C. Wolkersdorfer. – B. : Springer, 2002. – P. 93–98.

U (VI) reduction to mononuclear U (VI) by Desulfotobacterium species / K. E. Fletcher, M. I. Boyanov, S. H. Thomas, Q. Wu, K. M. Kemner, F. E. Löffler // *Environ. Sci. Technol.* – 2010. – Vol. 44. – P. 4705–4709.

Uranil surface complexes formed on subsurface media from DOE facilities / B. C. Bostick, S. Fendorf, M. O. Barnett, P. M. Jardin, S. C. Brooks // *Soil Sci. Soc. Am. J.* – 2002. – Vol. 66. – P. 99–108.

Uranium pollution of water in the western part of Uzbekistan / Y. Kawabata, M. Yamamoto, V. Aparin, S. Ko, K. Shiraishi, M. Nagai, Y. Katayama // *J. of radioanalytical and nuclear chemistry.* – 2006. – Vol. 270 (1). – P. 137–141.

Uranium sorption species at low coverage on Al-hydroxide: TRILFS and XAFS studies / A. Froideval, M. Del Nero, C. Gaillard, R. Barillon, I. Rossini, J. L. Hazemann // *Geochim. Cosmochim. Acta.* – 2006. – Vol. 70. – P. 5270–5284.

Uranium speciation in water of different uranium mining areas / G. Bernhard, G. Geipel, V. Brendler, H. Nitsche // *J. Alloys Compd.* – 1998. – Vol. 271 (173). – P. 201–205.

Vertical distribution of uranium concentrations and  $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$  atom ratios in the coastal water off Aomori, Japan: A survey prior to the operation of nuclear fuel reprocessing facility / J. Zheng, M. Yamada, T. Aono, M. Kusakabe // *J. of Radioanalytical and Nuclear chemistry.* – 2006. – Vol. 270, N 3. – P. 669–675.

Vintro, L. L. Americium, plutonium and uranium contamination and speciation in well waters, streams and atomic lakes in the Sarzhai region of the Semipalatinsk Nuclear Test Site, Kazakhstan / L. L. Vintro, P. I. Mitchell, A. Omarova // *J. of Environm. Radioactivity.* – 2009. – Vol. 100. – P. 308–314.

## CONCENTRATION AND PHASE DISTRIBUTION OF THE NATIVE URANIUM IN SURFACE WATERS (OVERVIEW)

N.G. Rachkova

*Institute of Biology of Komi Scientific Centre of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Syktyvkar  
P. Sorokin Syktyvkar State University*

*Summary.* Risk of uranium intake to the water bodies is caused by its radioactivity and toxicity resulted in an oxidative stress and disbalance in the redox systems of living cells. Under natural conditions, the intensity of these effects is affected indirectly by the concentration and physico-chemical forms of the radioactive element (uranium speciation) in water environment. This article provides an overview of the literature about technologically determined and background concentrations and corresponding forms of uranium in the natural waters and about relationship of these parameters with environmental characteristics. Obtained by author results are added by analysis of more than 70 publications. Groups of physico-chemical and hydrodynamic factors are determined affecting the phase distribution of uranium in the water bodies. Mechanisms of interaction of uranyl with the main components of surface waters and bottom sediments are considered. Three main groups of studies were revealed according to the way of receiving the information. First deals with the direct assessment of intensity and uranium forms in the surface waters. Second is an empirical modeling the hydrogenic migration of uranium using statistical methods. Third group is represented by laboratory instrumental studies, modeling the natural processes of uranium migration and concentrating in the water bodies. There are a few publications committing system and integrated approach to study the hydrogenic migration of radioactive element and this fact limits the opportunities of prediction uranium spatial and temporal distribution in the technogenic disturbed aquatic ecosystems.

*Key words:* uranium, surface waters, waters bodies, radioactive contamination, hydrogenic migration, uranium speciation

**ОСНОВНЫЕ ФАКТОРЫ, ВЛИЯЮЩИЕ НА ПОГЛОЩЕНИЕ УРАНА, РАДИЯ И ТОРИЯ РАСТЕНИЯМИ****Л.М. Шапошникова***Федеральное государственное бюджетное учреждение науки  
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН, Сыктывкар  
E-mail: shaposhnikova.l.m@ib.komisc.ru*

*Аннотация.* Представлен обзор данных литературы по проблемам биологического поглощения урана, радия и тория. Показано, что поглощение радионуклидов растительностью является результатом сложного взаимодействия большого числа факторов, связанных как с биологическими особенностями растений, так и влиянием внешних условий окружающей среды. В статье рассмотрены основные из этих факторов – физико-химические характеристики почвы, содержание и формы нахождения радионуклидов в них, видовое разнообразие растений и др.

*Ключевые слова:* уран, радий, торий, биологическое поглощение

Растительность играет большую роль в процессах миграции и перераспределения урана, радия и тория. Составляя доминирующую часть общей биомассы в большинстве природных ландшафтов, она способна поглощать и концентрировать радионуклиды, перемещать их из глубоких слоев к поверхности почвы, создавая при этом наблюдаемый избыток радионуклидов в типичных поверхностных почвенных горизонтах, а также участвовать в процессах трансформации их форм (Таскаев, 1978). В соответствии с современными представлениями переход радионуклидов из почвы в растение осуществляется в результате взаимодействия почвенно-химического и биологического, связанного с поглощением радионуклидов корневой системой растений из почвенного раствора, процессов (Роль..., 2005). На интенсивность этого перехода влияет множество факторов. К числу определяющих относят соотношение различных химических форм радионуклидов в среде произрастания, ее физико-химические свойства, а также индивидуальные физиологические особенности растений (Титаева, 1983; Тяжелые..., 1990).

Поглощение разных элементов из почвы происходит избирательно, что связано, по-видимому, с той ролью, которую элемент играет в метаболизме растений. Механизм поглощения радионуклидов растениями на сегодняшний день до конца остается неясным (Chao, 2011). В целом их поступление подобно усвоению необходимых питательных веществ. Отличие заключается в том, что радионуклиды в сравнении с элементами питания содержатся в почве в предельно низких концентрациях. Известно, что некоторые из радионуклидов в следовых количествах могут быть ассимилированы вместе с необходимыми для растений аналогами (Тяжелые..., 1990; Chao, 2011). С точки зрения физиологии растений переход радионуклида из почвенного раствора можно разбить на две стадии: сорбция из почвенного раствора на корневом обменном комплексе клеточной стенки и его перенос через мембрану растительной клетки (Юрин, 1991). Транспорт почвен-

ного раствора и растворенных в нем веществ осуществляется по апопласту – внеклеточной структуре, составленной клеточными стенками и межклетниками. С апопластом связаны катионообменные свойства корня, играющие важную роль на первом этапе усвоения радионуклидов (Роль..., 2005). В целом, растения легче всего извлекают металлы, находящиеся в почвенном растворе в виде свободных ионов и растворимых комплексов, могут извлекать ионы металлов, связанные с ионообменными группами минерального вещества почвы и адсорбированные на неорганических почвенных составляющих. Труднодоступными для растений являются металлы, связанные с органическим веществом, а также осажденные или нерастворимые их соединения, особенно оксиды, карбонаты и гидроксиды (Прикладная..., 2012).

После проникновения в корневую систему радионуклиды способны транспортироваться в наземные части растений. Количество радионуклидов, переходящих в верхние части растений, видоспецифично, в самой структуре растения распределение радионуклидов неодинаково (Титаева, 1983; Оруджева, 2007; Shahandeh, 2002; Shtangeeva, 2004; Chen, 2005; Uptake..., 2005; Uranium..., 2005). Уран и торий относятся к элементам акропетального типа распределения, т.е. в старых многолетних органах и тканях растений содержание радионуклидов значительно выше, чем в молодых. Это наблюдается как у травянистых, так и древесно-кустарниковых растений (Асварова, 2008). Показано, что в надземной массе различных видов полыни, относящихся к семейству сложноцветных,  $^{238}\text{U}$  накапливается, как правило, в четыре-семь раз меньше, чем в корнях (Титаева, 1983). Мобильность  $^{238}\text{U}$  в растительной ткани ограничена тем, что он имеет тенденцию сорбироваться на клеточной стенке, следовательно, его концентрация обычно выше в ткани, расположенной в нижней части растения (Sheppard, 1988; Shahandeh, 2002). Согласно А.Л. Ковалевскому (Ковалевский, 1973), накопление  $^{238}\text{U}$  на поверхности корней обусловлено перехо-



дом в восстановительной среде растворимого U(VI) в нерастворимый U(IV). Часть  $^{238}\text{U}$  при этом выделяется в прикорневой зоне почв в виде вторичных минералов. При переходе от корня в стебель активность радия также уменьшается. N. Hu с соавторами (Vegetation..., 2014), исследовав более 80 различных видов растений, произрастающих на урановом хвостохранилище в Южном Китае, обнаружили, что только в девяти из них содержание радия в наземных частях было выше, чем в корнях. В это число попали папоротниковидные растения, некоторые виды злаковых и маковых.

Все растения способны в той или иной степени извлекать металлы из почв. В основе видовых различий содержания радионуклидов в растениях лежат их биологические особенности, в частности, длительность вегетации, тип корневой системы, глубина их залегания и пр. (Асварова, 2008). По способности поглощения растения разделяют на аккумуляторы (концентраторы), гипераккумуляторы, индикаторы. Концентраторы устойчивы к высоким концентрациям металлов и имеют тенденцию накапливать их в растительной ткани в повышенных количествах, гипераккумуляторы – в сверхвысоких концентрациях. Растения-индикаторы накапливают селективно отдельные металлы. Существует еще одна группа растений, в которых металлы содержатся в концентрациях более низких, чем их фоновое содержание в среде. Их относят к эксклюдерам (Прикладная..., 2012; Baker, 1981). Все описанное выше в полной мере относится и к радионуклидам. Способность растений накапливать радионуклиды можно характеризовать через коэффициент биологического поглощения (КБП), равный отношению его концентраций в золе растений и почве. Наиболее интенсивно растения поглощают радий, КБП которого часто больше единицы. Далее в порядке убывания идут уран и торий. В естественных условиях содержание урана в золе наземных частей растений находится в пределах  $n \cdot 10^{-8}$ – $n \cdot 10^{-6}$  г/г, тория –  $n \cdot 10^{-7}$ – $n \cdot 10^{-5}$  г/г, радия –  $n \cdot 10^{-12}$ – $n \cdot 10^{-11}$  г/г (Тяжелые..., 1990). Концентрация элементов в растительной ткани может сильно различаться во времени, например, в течение вегетационного периода (Myung, 1997; Otero, 2002). Наиболее значительное накопление радионуклидов наблюдается в период интенсивного роста растения (Условия..., 1972).

В литературе накоплено большое количество информации о видовых особенностях в поглощении радионуклидов. Так, высокой аккумулярующей способностью в отношении урана выделяются мхи. Показано, что в тундровой и таежной зонах высокие значения КБП (0.4-6.9) характерны для ракомитриума шерстистого (*Racomitrium lanuginosum*) (Титаева, 1983). У плеврозиума Шребери (*Pleurozium schreberi*) и сфагнома (*Sphagnum* sp.), произрастающих в северной подзоне

тайги в условиях радиоактивного загрязнения, КБП урана по сравнению с травянистыми, древесными и кустарничковыми видами растений также были значительно выше и составили 0.06-1.10 и 0.52-2.56 соответственно (Носкова, 2010a). Мхи по сравнению с другими жизненными формами растений хорошо накапливают и торий, хотя в меньшей степени, чем уран. К числу накопителей урана и тория можно отнести и лишайники (Титаева, 1983; Поведение..., 1996; Анисова, 2008). Среди мхов высоким поглощением урана характеризуются виды, обитающие в воде (Рачкова, 2010; Uranium..., 2016), при этом у водной растительности выявлена избирательная способность накапливать уран в больших количествах по сравнению с радием и торием (Титаева, 1983). Такие виды, как мох ключевой (*Fontinalis antiperetica*), варнсторфия бесколечковая (*Warnstorfia exannulata*), дрепанокладус крючковидный (*Drepanocladus aduncus*) отличались аккумулярующей способностью к урану в условиях водоемов, приуроченных к радиоактивным аномалиям. При этом показано, что гидрофиты характеризуются непрочным поглощением урана в своей биомассе и, участвуя в биогенной миграции, не вносят заметного вклада в его концентрирование в водоемах (Рачкова, 2013).

Уран хорошо накапливают многолетние древесные и кустарниковые виды, среди которых выделяются береза карликовая (*Betula nana*), багульник стелющийся (*Ledum decumbens*), можжевельник обыкновенный (*Juniperus communis*) (Титаева, 1983). У рябины (*Sorbus aucuparia*) и ели (*Picea obovata*) в условиях радиоактивного загрязнения КБП урана достигали 0.76 и 0.40 (Носкова, 2010b). Аккумулярующие способности по отношению к урану наблюдались у рододендрона кавказского (*Rhododendron caucasicum*) и можжевельника казацкого (*Juniperus sabina*). Последние хорошо накапливают и торий, коэффициенты его биологического поглощения для данных видов растений достигали значений больше единицы (Асварова, 2008).

Хорошими концентраторами урана являются подсолнечник (*Helianthus annuus*), который считается гипераккумулятором тяжелых металлов, и индийская горчица (*Brassica juncea*) (Removal..., 1997; Shahandeh, 2002). Способности к накоплению урана наблюдали у разных видов полыни (Современное..., 2013; Асварова, 2014), кермека Мейера (*Limonium meyeri*), кохии стелющейся (*Kochia prostrata*), бассии волосистой (*Bassia hirsuta*), лебеды татарской (*Atriplex tatarica*) (Асварова, 2014). Высокую степень накопления урана и тория показали некоторые виды камнеломок (*Saxifraga dinikii*, *S. exarata*, *S. carinata*), манжеток (*Alchemilla caucasica*, *A. sericea*), овсяниц (*Festuca sulcata*, *F. varia*, *F. ovina*, *F. pratensis*) (Асварова, 2008).

Высоким поглощением радия отличаются некоторые виды древесных растений. К числу его гипераккумуляторов можно отнести березу (*Betula pubescens*, *B. pendula*) и рябину (*Sorbus aucuparia*) (Груздев, 1972; Носкова, 2010б; Comparison..., 2007). Так, степень накопления  $^{226}\text{Ra}$  листьями рябины в условиях радиоактивного загрязнения может превышать его концентрацию в корнеобитаемом слое почв более чем в 1000 раз, листьями березы – в 399 раз (Носкова, 2010б). Среднее содержание радия в смешанном листовном опаде в этих же условиях может составлять 207 Бк/м<sup>2</sup> (Шапошникова, 2015), что говорит о весомом вкладе древесной растительности в миграционные процессы радионуклида, а также о возможных вторичных загрязнениях листвой деревьев. Интересно также отметить, что береза и рябина имеют высокую степень накопления  $^{90}\text{Sr}$  (Рачкова, 2015), который является химическим аналогом радия и имеет похожие с ним свойства. Высокую степень накопления радия имеют кустарнички, в частности, представители вересковых (*Vaccinium myrtillus*, *V. uliginosum*) (Титаева, 1983; Носкова, 2010а). Хорошая избирательная способность к радию выявлена у разных видов багульника, широко распространенных в тундровой, горно-тундровой и горно-лесной зонах (Титаева, 1983). К числу аккумуляторов радия можно отнести папоротниковидные растения, в частности, такие виды, как кочедыжник женский (*Athyrium filix-femina*), птерис многораздельный (*Pteris multifida*), орляк обыкновенный (*Pteridium aquilinum*), щитовник (*Dryopteris scottii*) (Титаева, 1983; Vegetation..., 2014).

Травянистая растительность, в отличие от древесно-кустарниковой, поглощает радий в значительно меньшей степени. При этом среди травянистых растений радий хорошо поглощают бобовые, гераниевые, лютиковые, розоцветные, сложноцветные. Злаки и осоки характеризуются более низким поглощением радионуклида (Шапошникова, 2015). Возможным механизмом, определяющим различия в поглощении радия представителями данных семейств, является разница в катионообменной способности их корней. Известно, что катионообменная емкость корней двудольных растений почти в два раза выше в сравнении со злаками, а виды растений с высокой катионообменной емкостью корней поглощают из почвенного раствора больше катионов кальция (Мейчик, 2014; Haynes, 1980; Grignon, 1991). Радий является химическим аналогом кальция и легко вступает в реакции ионного обмена (Тяжелые..., 1990). Исходя из вышесказанного, поглощение радия однодольными растениями, к числу которых относятся злаки и осоки, может быть ниже, чем поглощение рассмотренными выше двудольными. Невысокие значения по содержанию радия у осоковых и злаковых отмечены и в других зонах радиоактивного загрязнения, при

этом растения данных семейств рекомендованы для процессов фитостабилизации, так как способны минимизировать вторичное загрязнение (Vegetation..., 2014).

Помимо видовых особенностей роль в биологическом поглощении радионуклидов могут играть и другие факторы. Так, поглощение радионуклидов растительностью в значительной степени зависит от содержания элемента в среде произрастания. Уже в ранних работах показано (Ковалевский, 1969; Титаева, 1983), что поглощение урана и тория из почв с повышенным его содержанием во многом определяется наличием у растений физиологического барьера, препятствующего поглощению значительных весовых количеств радионуклидов. Для радия этот предел обычно не наблюдается, а его накопление растениями происходит пропорционально содержанию подвижных форм элемента в почве. Позже, при исследовании накопления радия капустой (*Brassica oleracea*), было показано, что распределение радионуклида с высокой долей вероятности подчиняется степенной функции (Soil..., 1988). Изучение поглощения урана и радия различными видами растений в почве с широким диапазоном их концентраций (три-четыре порядка) показало, что величина КБП может быть аппроксимирована убывающей степенной функцией  $КБП = aC_n^{-b}$ . Снижение КБП при высоких концентрациях радионуклидов в почве может быть связано со снижением их форм, доступных для растений, так как даже при очень высоких концентрациях абсолютное количество подвижных форм радиоактивных элементов в почве остается низким (Носкова, 2010а).

Подвижность радионуклидов зависит от биоклиматических условий и направления почвообразовательного процесса. При этом она в значительной степени определяется физико-химическими характеристиками почвы. К числу важных показателей относят содержание органического вещества, присутствие комплексообразователей, кислотность почвенного раствора и др. (Русанова, 1972). В содержании и распределении различных физико-химических форм радионуклидов можно выделить общие закономерности. Так, вклад водорастворимой и обменной форм является наименьшим для всех радионуклидов и типов почв. Основная доля урана, тория и радия в почвах (50% и более) находится в прочносвязанной и связанной с полуторными оксидами формах. Торий является наименее подвижным. Количество его прочносвязанных и связанных с полуторными оксидами соединений составляет 80%. Доля малоподвижных соединений урана несколько ниже – 60-80%. Радий характеризуется более высоким содержанием подвижных соединений. Сумма его водорастворимых, обменных и кислоторастворимых форм составляет около 40%, прочносвязанных и связанных с полуторными окси-

дами – 50-60% (Тяжелые..., 1990). Связь между содержанием подвижных форм урана в почвах и растениях линейна, что показано на примере типчака и манжетки кавказской. При этом установлена количественная связь подвижных форм урана с такими физико-химическими характеристиками почвы, как рН, содержание гумуса и обменных катионов  $\text{Ca}^{2+}$  и  $\text{Mg}^{2+}$  (Асварова, 2008). В случае радия содержание его подвижных форм в почве также может быть связано с изменениями ее актуальной и гидролитической кислотности и содержанием ионов кальция (Шапошникова, 2016).

Биологическое поглощение радионуклидов из разных типов почв может варьировать в широких пределах, что в значительной степени определяется их сорбционными свойствами. Считается, что коэффициенты накопления урана растениями уменьшаются в ряду песчаные > суглинистые > глинистые почвы (Sheppard, 1988; Mortvedt, 1994), т.е. в песчаных почвах уран обладает большей миграционной способностью, нежели в почвах более тяжелого гранулометрического состава. Подвижность урана может быть ограничена образованием малорастворимых комплексов и адсорбцией на гидроксидах железа и марганца, органическом веществе и глине (Uranium..., 1996; Navas, 2002; Shahandeh, 2002; Effects..., 2007; Can..., 2007a, b). Обогащение почвы калием также ингибирует прочное поглощение урана в поглощающем комплексе, а повышенное содержание серы, напротив, интенсифицирует сорбцию урана, что, вероятно, связано участием сульфидов и сероводорода в процессах восстановления U(VI) до U(IV) (Рачкова, 2006). Присутствие фосфатов в почве может вызвать осаждение стабильных малорастворимых уранил-фосфатных комплексов, в результате чего происходит снижение его поглощения растениями (Тяжелые..., 1990; Shahandeh, 2002; Uptake..., 2005; Effects..., 2006; Can..., 2007b). В работе Эббса и его коллег (Ebbs, 1998a) показано, что добавление фосфора в гидропонику при рН 5 снижает доступность урана горошку (*Pisum sativum*) более чем на 50%. Таким образом, если в почвенном растворе преобладают фосфаты, сульфаты или гидроксиды уранила, то доступность урана растениям, а следовательно, и коэффициенты его накопления растениями могут снижаться.

Водородный показатель – один из наиболее важных параметров, объясняющий вариации, наблюдаемые в концентрации урана в почвенном растворе. Это связано с тем, что рН влияет на изменение форм нахождения элементов. Изучение поглощения урана разными типами почв в зависимости от кислотности среды показало, что минимальное поглощение урана дерново-подзолистой почвой приходится на рН 2-3, максимальное (97-98%) – на рН 5-8. При дальнейшем изменении активной реакции растворов концентра-

ция урана в почве снижается. Поглощение урана дерново-луговой почвой в общих чертах повторяет этот процесс (Овченков, 1974). Показано, что аккумуляция урана побегами гороха (*Pisum sativum*), произрастающего в питательной среде при рН 6 и 8, меньше на 20 и 5% соответственно, чем поглощение радионуклида при рН 5 (Ebbs, 1998b). При значениях рН < 5 радионуклид в почвенном растворе находится в основном в форме свободного уранил-иона  $\text{UO}_2^{2+}$ . В такой среде коэффициенты накопления урана растениями наиболее высокие. К примеру, у манжетки кавказской, произрастающей на горно-луговых дерновых почвах, максимальное накопление урана наблюдалось при рН 4.9, а с возрастанием рН накопление радиоактивного элемента снижалось (Асварова, 2008). При рН 6 уран находится преимущественно в виде коллоидных частиц. В почвах с нейтральным и щелочным рН присутствие карбонат-иона индуцирует образование стабильных хорошо растворимых уранил-карбонатных комплексов, в основном нейтральных или отрицательно заряженных, которые минимизируют сорбцию урана почвенными частицами и увеличивают его мобильность (Тяжелые..., 1990; Can..., 2007b).

Поглощение тория растениями, произрастающими на песчаных почвах, по сравнению с глинистыми также выше. Значительное влияние на подвижность тория оказывает органическое вещество почвы (Sheppard, 1989; Тяжелые..., 1990). Так, в светло-каштановых почвах с низким содержанием физической глины и гумуса происходит увеличение поступления тория и урана в растения (Асварова, 2014). Кислотность почвы также влияет на биологическое поглощение радионуклида. Показано, что корреляция КБП тория с кислотностью почвенной среды отрицательная (Швецов, 2011). При значениях рН выше 3.2 ион тория гидролизует, а гидроксильные комплексы включаются в сорбционные процессы. Сорбция тория на глине, оксидах и органическом веществе увеличивается с ростом рН и останавливается при достижении рН 6.5 (Syed, 1999). Поглощение радионуклида растениями при этом вероятней всего будет снижаться.

Таким образом, чем ярче выражены процессы аккумуляции радионуклидов почвами, тем ниже их КБП и наоборот. Наибольшая интенсивность поступления в биогенный цикл урана и тория наблюдается в районах, где преобладают минерально-обломочные формы радионуклидов. Там, где радионуклиды в основном аккумулярованы в органо-минеральном комплексе почв, они менее доступны для растений (Асварова, 2008). К примеру, для районов горной тундры и средней тайги, где в почвах преобладают минерально-обломочные формы урана, значения его КБП составили 0.21 и 0.17 соответственно. Для горно-тундровых и горно-лесных ландшафтов Северного Урала среднее значение КБП было суще-

ственно ниже (0.08) из-за аккумуляции урана органическим веществом почв в процессе его водной миграции (Титаева, 1983).

В то же время органические вещества из-за сложности и многообразия своего состава оказывают неоднозначное действие на поведение радионуклидов в почвах. Обладая коллекторными свойствами и одновременно модифицируя поглотительные способности других сорбентов, они также образуют подвижные комплексные соединения с радионуклидами, при этом повышая их мобильность (Рачкова, 2006). Так, органоминеральные комплексные соединения с фульвокислотами являются одной из наиболее значимых миграционноспособных форм тория в почвах средней тайги. Для почв горной тундры в этом отношении наиболее важны подвижные гуминовые соединения (Шуктомова, 1986). Н. Vandenhove с коллегами (Proposal..., 2009), проанализировав огромное количество работ по накоплению естественных радионуклидов различными видами растений в зависимости от типа почв, наблюдали наибольшие коэффициенты накопления урана для растений, произрастающих на органических почвах, что связали с возможностью образования растворимых урано-органических комплексов, например, благодаря присутствию фульвокислот. Показано также, что связывание урана в малоадсорбируемый уранфульватный комплекс способно полностью подавить поглощение радионуклида глинистыми компонентами почв (Корнилович, 2001; Рачкова, 2006).

Растения, произрастающие на глинистых и органических почвах, демонстрируют более низкие значения коэффициентов накопления радия, что частично подтверждается отрицательной корреляцией между коэффициентами накопления радия и содержанием органического вещества в почве, на песчаных и суглинистых – наиболее высокие (Русанова, 1972; Тяжелые..., 1990; Proposal..., 2009). Органическое вещество обладает хорошими сорбционными свойствами по отношению к радью, а обогащение радием глинистых почв связано со свойством радионуклида сорбироваться на поверхности тонкодисперсных глинистых частиц (Виноградов, 1957; Рубцов, 1974; Simon, 1987), в частности, минералов группы смектита и иллита (Носкова, 2015). Кислотность почвенного раствора также значительно влияет на сорбцию радионуклида. Так, минимальное поглощение  $^{226}\text{Ra}$  всеми горизонтами подзолистой почвы наблюдается при pH 1. При pH 8-10 сорбция приближается к 100% (Гиль, 1980). Обнаружена отрицательная корреляция между коэффициентами накопления радия и значениями pH, между содержанием радионуклида в растительности и катионо-обменной емкостью почвы (Русанова, 1972; Hewamanna, 1988; Gerzabek, 1998; Vandenhove, 2007; Proposal..., 2009, Radium..., 2009).

Считается, что радий, находясь в почвах в ультрамикроразнообразиях, не способен образовывать самостоятельную твердую фазу в процессе химических реакций, а следует за своими стабильными носителями (Виноградов, 1957). Поведение  $^{226}\text{Ra}$  в почве и системе почва-растение в значительной степени контролируется другими элементами щелочноземельной группы. В частности, показана высокая корреляционная связь между коэффициентами накопления в растительности радия и бария. Установлено также, что поглощение радионуклида зависит от содержания в почве кальция и магния (Таскаев, 1978; Тяжелые..., 1990; Vandenhove, 2005; Uchida, 2007). Используя карбонат кальция для подщелачивания почвы, G. Tyler и T. Olsson (Tyler, 2001) наблюдали снижение концентрации бария в почвенном растворе, связанном с осаждением карбоната бария. Так как поведение  $^{226}\text{Ra}$  и Ba в системе почва-растение практически идентично, считается, что известкование будет провоцировать осаждение радиоактивного элемента и впоследствии уменьшать его доступность растениям. Добавление извести повышает также концентрацию в почве кальция и магния, которые играют важную роль в процессе роста и питания растений. Щелочноземельные металлы могут конкурировать между собой за адсорбционные центры на поверхности корня. Радий имеет преимущество в этой конкуренции из-за большого ионного радиуса. Поскольку в почвенном растворе он обычно представлен в предельно низких концентрациях, в присутствии щелочноземельных элементов в высоких концентрациях поглощение радия может подавляться (Поступление..., 1977; Тяжелые..., 1990; Radium..., 2009). Напротив, низкая доступность кальция в почве может вызвать антагонистический эффект поглощения радия и урана растительностью, что связано с нарушением гомеостатического равновесия в растении (Uptake..., 2005).

Суперфосфат в обычных дозах увеличивает подвижность радия и способствует его накоплению растениями, что объясняется образованием кислых фосфатов радия с достаточной подвижностью и растворимостью (Русанова, 1972). Радий способен соосаждаться с сульфатами бария, стронция и свинца, фосфатами кальция и алюминия, водными оксидами железа, оксалатом и фосфатом тория (Титаева, 2005), вследствие чего его подвижность в почве и доступность растениям могут снижаться. Показано, что степень поглощения радионуклида растениями увеличивается при наличии в почве хорошо растворимых хлоридов и бромидов радия, а также при условии непосредственного проникновения корней растений в места концентрирования радионуклида (Baker, 2005).

Таким образом, представленные в литературе материалы указывают на то, что корневое погло-

щение радионуклидов является сложным многофакторным процессом, связанным как непосредственно с биотой, так и с влиянием внешних условий окружающей среды. В основе видовых различий в поглощении радионуклидов лежат биологические особенности растений. При этом в зависимости от видовой принадлежности поглощение радиоактивных элементов может значительно изменяться. К числу гипераккумуляторов радия относят отдельные виды древесной и кустарничковой растительности, а также некоторые виды папоротников. Аккумулирующими свойствами в отношении урана и тория выделяются мхи и лишайники.

Почвы являются важнейшим биогеохимическим барьером для перехода радионуклидов в растительность. Тип почвы, ее физико-химический, механический, минералогический составы значительно воздействуют на степень и прочность поглощения и последующую десорбцию радионуклидов, что в свою очередь оказывает влияние на их биологическую доступность. В целом, для всех рассмотренных радионуклидов характерно снижение биологического поглощения при переходе от почв более легкого к почвам более тяжелого гранулометрического состава, что обусловлено свойством радионуклидов сорбироваться на поверхности тонкодисперсных глинистых частиц. Значение также имеет органический состав почв.

Если видоспецифичность растений в накоплении радионуклидов – фактор относительно постоянный, то любые изменения в физико-химических параметрах почв могут существенно изменить интенсивность аккумуляции радиоактивных элементов в ту или иную сторону, что делает показатели биологического поглощения сложнопрогнозируемыми параметрами. Понимание данных механизмов может упростить их использование при построении различных радиоэкологических моделей, а также позволить контролировать накопления радионуклидов биомассой растений, к примеру, применением органических и минеральных удобрений. Так, минимизация биопоглощения необходима в случае выращивания сельскохозяйственной продукции, а ее увеличение может являться важным требованием при фитоэкстракции радионуклидов, интерес к которой в литературе достаточно высок (Галиулин, 2003; Vandenhove, 2006; Comparison..., 2007; Effect..., 2016). В связи с последним фактом актуальным остается поиск растений-гипераккумуляторов радионуклидов.

*Работа выполнена при финансовой поддержке Программы Президиума РАН № 15-2-4-26.*

#### ЛИТЕРАТУРА

Анисова, Ж. М. Природные изотопы урана в почвах и растениях сосновых лесов Минской возвышенности / Ж. М. Анисова, Б. И. Якушев. – Минск : Белорусская наука, 2008. – 163 с.

Асварова, Т. А. Содержание урана и тория в доминирующих видах растений Центрального Кавказа / Т. А. Асварова // Юг России: экология, развитие. – 2008. – № 2. – С. 38–44.

Асварова, Т. А. Уран и торий в растениях Терско-кумской низменности / Т. А. Асварова, Г. Н. Гасанов, А. С. Абдулаева // Вестник ТГУ. – 2014. – Т. 19, вып. 5. – С. 1634–1637.

Виноградов, А. П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах / А. П. Виноградов. – Москва : Изд-во АН СССР, 1957. – 238 с.

Галиулин, Р. В. Фитоэкстракция тяжелых металлов из загрязненных почв / Р. В. Галиулин, Р. А. Галиулина // Агрохимия. – 2003. – № 3. – С. 77–85.

Гиль, Т. В. Влияние pH среды на поглощение радия типичной сильноподзолистой почвой (в экспериментальных условиях) / Т. В. Гиль // Миграция и биологическое действие естественных радионуклидов в условиях северных биогеоценозов. – Сыктывкар, 1980. – С. 58–64. – (Труды Коми филиала АН СССР ; № 46).

Груздев, Б. И. Естественные и искусственные радиоактивные элементы в растениях некоторых природных биогеоценозов северо-востока европейской части СССР : автореф. ... канд. биол. наук / Б. И. Груздев. – Москва, 1972. – 12 с.

Ковалевский, А. Л. Основные закономерности формирования химического состава растений / А. Л. Ковалевский // Биогеохимия растений – 1969. – С. 6–29. – (Труды Бурятского института естественных наук. Серия биологическая ; Вып. 2).

Ковалевский, А. Л. О физиологических барьерах поглощения у растений по отношению к большим концентрациям урана в питающей среде / А. Л. Ковалевский // Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующих излучений : материалы Всесоюзного симпозиума. – Сыктывкар, 1973. – С. 92–94.

Корнилович, Б. Ю. Влияние фульвокислот на взаимодействие U(VI) с глинистыми компонентами почв / Б. Ю. Корнилович, Г. Н. Пшинко, Л. Н. Спасенова // Радиохимия. – 2001. – Т. 43, № 5. – С. 404–407.

Мейчик, Н. Р. Современные проблемы минерального питания растений (физико-химический подход) [Электронный ресурс] / Н. Р. Мейчик, И. П. Ермаков // Экологическая физиология водных фототрофов : распространение, запасы, химический состав и использование : материалы международной конференции : III Сабининские чтения, ч. 2. – 2014. – (Вопросы современной альгологии ; № 3S (7S)). – Режим доступа: <http://www.algology.ru/625>.

Носкова, Л. М. Моделирование процессов биологического поглощения урана и радия в условиях техногенного загрязнения / Л. М. Носкова, И. И. Шуктомова, Ю. С. Симакова // Экология. – 2010а. – № 5. – С. 365–371.

Носкова, Л. М. Особенности распределения радия в техногенных почвах в зависимости от их физико-химических и минералогических характеристик / Л. М. Носкова, И. И. Шуктомова // Геохимия. – 2015. – № 11. – С. 1043–1050.

Носкова, Л. М. Сравнительная оценка поглощения <sup>238</sup>U и <sup>226</sup>Ra травянистой и древесной растительностью в условиях техногенного загрязнения / Л. М. Носкова, И. И. Шуктомова // Радиационная биология. Радиозэкология. – 2010б. – Т. 50, № 6. – С. 642–648.

Овченков, В. Я. Экспериментальное изучение поглощения радия и урана почвами / В. Я. Овченков, Н. А. Титаева, Ф. И. Павлоцкая // Вопросы радиозэкологии наземных биогеоценозов. – Сыктывкар : Коми филиал АН СССР, 1974. – С. 24–31.

Оруджева, Д. Р. Некоторые особенности накопления природных радионуклидов в разных органах рас-

тений, произрастающих в зоне повышенного радиационного фона / Д. Р. Оруджева, Э. С. Джафаров // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2007. – Т. 47, № 2. – С. 241–246.

Поведение тяжелых естественных радионуклидов в техногенных ландшафтах Южной Якутии / Л. Н. Михайловская, И. В. Молчанова, Е. Н. Караваева, В. Н. Позолотина // Экология. – 1996. – № 3. – С. 203–205.

Поступление  $^{226}\text{Ra}$  в растения и изменение его состояний в звене почва–надземная масса–опад / А. И. Таскаев, В. Я. Овченков, Р. М. Алексахин, И. И. Шуктомова // Почвоведение. – 1977. – № 2. – С. 42–48.

Прикладная экобиотехнология : учебное пособие : в 2 т. / А. Е. Кузнецов, Н. Б. Градова, С. В. Лущников, М. Энгельхарт, Т. Вайссер, М. Б. Чеботарева. – Москва : Бином. Лаборатория знаний, 2012. – 2-е изд. – Т. 2. – 485 с.

Рачкова, Н. Г. Миграция в почве и поглощение растениями продуктов мирного ядерного взрыва в Пермской области / Н. Г. Рачкова, И. И. Шуктомова // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2015. – Т. 55, № 1. – С. 71–81.

Рачкова, Н. Г. Распределение урана по компонентам водных экосистем бассейна р. Печора / Н. Г. Рачкова, И. И. Шуктомова // АНРИ. – 2010. – № 2. – С. 44–49.

Рачкова, Н. Г. Роль сорбентов в процессах трансформации соединений урана, радия и тория в подзолистой почве / Н. Г. Рачкова, И. И. Шуктомова. – Санкт-Петербург : Наука, 2006. – 146 с.

Рачкова, Н. Г. Сравнительный анализ миграционной способности концентрирования природного урана в экосистемах рек Печорского бассейна / Н. Г. Рачкова, И. И. Шуктомова // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2013. – Т. 53, № 1. – С. 84–94.

Роль химии в реабилитации сельскохозяйственных угодий, подвергшихся радиоактивному загрязнению / Н. И. Санжарова, А. А. Сысоева, Н. Н. Исамов, Р. М. Алексахин, В. К. Кузнецов, Т. Л. Жигарева // Российский химический журнал. – 2005. – Т. 49, № 3. – С. 26–34.

Рубцов, Д. М. Гумус и естественные радиоактивные элементы в горных почвах Коми АССР / Д. М. Рубцов. – Ленинград : Наука, 1974. – 74 с.

Русанова, Г. В. Содержание и закономерности распределения радия-226 в почвенном покрове района повышенной естественной дезактивации / Г. В. Русанова // Материалы радиоэкологических исследований в природных биогеоценозах. – Сыктывкар, 1972. – С. 32–64.

Современное состояние Иссык-кульской урановой радиобиохимической провинции / Б. М. Дженбаев, Б. Т. Жолболдиев, Б. К. Калдыбаев, Т. Э. Токтоева // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2013. – Т. 53, № 4. – С. 432–440.

Таскаев, А. И. Закономерности распределения и миграции изотопов U, Th, Ra и Rn в почвенно-растительном покрове района повышенной естественной радиации: диссертация кандидата биологических наук / А. И. Таскаев. – Сыктывкар, 1978. – 137 с.

Титаева, Н. А. Геохимия природных радиоактивных рядов распада / Н. А. Титаева. – Москва : ГЕОС, 2005. – 226 с.

Титаева, Н. А. Миграция тяжелых естественных радионуклидов в условиях гумидной зоны / Н. А. Титаева, А. И. Таскаев ; отв. ред. В. И. Павлоцкая. – Ленинград : Наука, 1983. – 232 с.

Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: Миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы / Р. М. Алексахин, Н. П. Архипов, Р. М. Бархударов, И. Я. Василенко, В. Ф. Дричко, Ю. А. Иванов, В. И. Маслов, К. И. Маслова, В. С. Никифоров, Г. Г. Поликарпов, О. Н. Попова, А. Н. Сироткин,

А. И. Таскаев, Б. В. Тестов, Н. А. Титаева, Л. Т. Февралева. – Москва : Наука, 1990. – 368 с.

Условия накопления радия растениями из почвы / П. П. Вавилов, И. Н. Верховская, О. Н. Попова, Р. П. Куданева // Радиоэкологические исследования в природных биогеоценозах. – Москва, 1972. – С. 95–103.

Шапошникова, Л. М. Особенности распределения урана, тория и радия в профиле техноподзолистой почвы / Л. М. Шапошникова, И. И. Шуктомова // Успехи современного естествознания. – 2016. – № 6. – С. 48–52.

Шапошникова, Л. М. Последствия применения насыпного метода дезактивации на примере Радиевого промысла / Л. М. Шапошникова, И. И. Шуктомова // Экология. – 2015. – № 3. – С. 237–240.

Швецов, С. Г. Содержание и распределение урана и тория в растениях и почвах лесных фитоценозов юга Иркутской области / С. Г. Швецов, К. В. Иванова, А. Б. Хайдапов // Почва как связующее звено функционирования природных и антропогенно преобразованных экосистем : материалы III международной научно-практической конференции, 16–22 августа 2011 г., Иркутск. – Иркутск : Перекресток, 2011. – С. 209–213.

Шуктомова, И. И. Миграция и формы нахождения изотопов тория в почвенно-растительном покрове северо-востока европейской части СССР : автореф. ... канд. биол. наук / И. И. Шуктомова. – Обнинск, 1986. – 23 с.

Юрин, В. М. Регуляция ионного транспорта через мембраны растительных клеток / В. М. Юрин, А. И. Соколик, А. П. Кудряшов. – Минск : Наука и техника, 1991. – 271 с.

Baker, A. C. A review of the potential for radium from luminising activities to migrate in the environment / A. C. Baker, C. Toque // Journal of Radiological Protection. – 2005. – Vol. 25, N 2. – P. 127–140.

Baker, A. J. M. Accumulators and excluders: strategies in the response of plants to heavy metals / A. J. M. Baker // Journal of Plant Nutrition. – 1981. – Vol. 3. – P. 643–654.

Can we predict uranium bioavailability based on soil parameters? Part 2: soil solution uranium concentration is not a good bioavailability index / H. Vandenhove, M. Van Hees, J. Wannijn, K. Wouters, L. Wang // Environmental Pollution. – 2007a. – Vol. 145 (2). – P. 587–595.

Can we predict uranium bioavailability based on soil parameters? Part 1: effect of soil parameters on soil solution uranium concentration / H. Vandenhove, M. Van Hees, K. Wouters, J. Wannijn // Environmental Pollution. – 2007b. – Vol. 145 (2). – P. 577–586.

Chao, J. H. Accumulation of radium in relation to some chemical analogues in *Dicranopteris linearis* / J. H. Chao, C. Y. Chuang // Applied Radiation and Isotopes. – 2011. – Vol. 69. – P. 261–267.

Chen, S. B. Soil to plant transfer of  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{232}\text{Th}$  on a uranium mining-impacted soil from southeastern China / S. B. Chen, Y. G. Zhu, Q. H. Hu // Journal of Environmental Radioactivity. – 2005. – Vol. 82 (2). – P. 223–236.

Comparison of  $^{226}\text{Ra}$  nuclide from soil by three woody species *Betula pendula*, *Sambucus nigra* and *Alnus glutinosa* during the vegetation period / P. Soudek, S. Petrova, D. Benesova, R. Tykva, R. Vankova, T. Vanek // Journal of Environmental Radioactivity. – 2007. – Vol. 97. – P. 76–82.

Ebbs, S. D. Role of uranium speciation in the uptake and translocation of uranium by plants / S. D. Ebbs, D. J. Brady, L. V. Kochian // Journal of Experimental Botany. – 1998a. – Vol. 49 (324). – P. 1183–1190.

Ebbs, S. D. The effect of acidification and chelating agents on the solubilization of uranium from contami-

- nated soil / S. D. Ebbs, W. A. Norvell, L. V. Kochian // *Journal of Environmental Quality*. – 1998b. – Vol. 27 (6). – P. 1486–1494.
- Effect of low molecular weight organic acids on the uptake of  $^{226}\text{Ra}$  by corn (*Zea mays* L.) in a region of high natural radioactivity in Ramsar/Iran / S. Nezami, M. J. Malakouti, A. B. Samani, M. G. Maragheh // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2016. – Vol. 164. – P. 145–150.
- Effects of organic matter on the distribution of uranium in soil and plant matrices / A. J. Bednar, V. F. Medina, D. S. Ulmer-Scholle, B. A. Frey, B. L. Johnson, W. N. Brostoff, S. L. Larson // *Chemosphere*. – 2007. – Vol. 70 (2). – P. 237–247.
- Effects of phosphorus fertilization on the availability and uptake of uranium and nutrients by plants grown on soil derived from uranium mining debris / G. Rufyikiri, J. Wannijn, L. Wang, Y. Thiry // *Environmental Pollution*. – 2006. – Vol. 141 (3). – P. 420–427.
- Gerzabek, M. H. Plant uptake of radionuclides in lysimeter experiments / M. H. Gerzabek, F. Strebl, B. Temmel // *Environmental Pollution*. – 1998. – Vol. 99. – P. 93–103.
- Grignon, C. pH and ionic conditions in the apoplast / C. Grignon, H. Sentenac // *Ann. Rev. Plant Physiol.* – 1991. – Vol. 42. – P. 103–128.
- Haynes, R. J. Ion exchange properties of roots and ionic interactions within the root apoplast: their role in ion accumulation by plants / R. J. Haynes // *Botanical Review*. – 1980. – Vol. 46. – P. 75–99.
- Hewamanna, R. Concentration and chemical distribution of radium in plants from monazite-bearing soils / R. Hewamanna, C. M. Samarkoon, P. A. V. N. Kurunaratne // *Environ. Exp. Plant Bot.* – 1988. – Vol. 28. – P. 137–143.
- Mortvedt, J. J. Plant and soil relationship of uranium and thorium decay series radionuclides – a review / J. J. Mortvedt // *Journal of Environmental Quality*. – 1994. – Vol. 23. – P. 643–650.
- Myung, C. J. Environmental contamination and seasonal variation of metals in soils, plants and waters in the paddy fields around a Pb-Zn mine in Korea / C. J. Myung, I. Thornton // *Science of the Total Environment*. – 1997. – Vol. 198. – P. 105–121.
- Navas, A. Edaphic and physiographic factors affecting the distribution of natural gamma-emitting radionuclides in the soils of the Arnas cathment in the Central Spanish Pyrenees / A. Navas, J. Soto, J. Machin // *European Journal of Soil Science*. – 2002. – Vol. 53. – P. 629–638.
- Otero, X. L. Variation with depth and season in metal sulfides in salt marsh soils / X. L. Otero, F. Macias // *Biogeochemistry*. – 2002. – Vol. 61. – P. 247–268.
- Proposal for new best estimates of the soil-to-plant transfer factor of U, Th, Ra, Pb and Po / H. Vandenhove, G. Olyslaegers, N. Sanzharova et al. // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2009. – Vol. 100 (9). – P. 721–732.
- Radium and uranium levels in vegetables grown using different farming management systems / D. C. Lauria, F. C. A. Ribeiro, C. C. Conti, F. A. Loureiro // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2009. – Vol. 100. – P. 176–183.
- Removal of uranium from water using terrestrial plants / S. Dushenkov, D. Vasudev, Y. Kapulnik, D. Gleba, D. Fleisher, K. C. Ting, B. Ensley // *Environment, Science and Technology*. – 1997. – Vol. 31. – P. 3468–3474.
- Shahandeh, H. Role of soil properties in phytoaccumulation of uranium / H. Shahandeh, L. Hossner // *Water, Air and Soil Pollution*. – 2002. – Vol. 141. – P. 165–180.
- Sheppard, S. C. Critical compilation and review of plant/soil concentration ratios for uranium, thorium and lead / S. C. Sheppard, W. G. Evenden // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 1988. – Vol. 8. – P. 255–285.
- Sheppard, S. C. Uptake of natural radionuclides by field and garden crops / S. C. Sheppard, W. G. Evenden, R. J. Pollock // *Canadian Journal of Soil Science*. – 1989. – Vol. 69. – P. 751–767.
- Shtangeeva, I. Phitoextraction of thorium from soil and water media / I. Shtangeeva, S. Ayrault // *Water, Air and Soil Pollution*. – 2004. – Vol. 154. – P. 19–35.
- Simon, S. L. The soil/plant concentration ratio for calcium radium, lead and polonium: evidence for non-linearity with reference to substrate concentration / S. L. Simon, S. A. Ibrahim // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 1987. – Vol. 5. – P. 123–142.
- Soil to plant transfer of Radium-226 / A. O. Bettencourt, M. M. G. R. Teixeira, M. D. T. Elias, M. C. Faisca // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 1988. – Vol. 6 (1). – P. 49–60.
- Syed, H. S. Comparison studies adsorption of thorium and uranium on pure clay minerals and local Malaysian soil sediments / H. S. Syed // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 1999. – Vol. 241 (1). – P. 11–14.
- Tyler, G. Plant uptake of major and minor mineral elements as influenced by soil acidity and liming / G. Tyler, T. Olsson // *Plant and Soil*. – 2001. – Vol. 230. – P. 307–321.
- Uchida, S. Soil-to-crop transfer factors of radium in Japanese agricultural fields / S. Uchida, K. Tagami // *Journal of Nuclear and Radiochemical Sciences*. – 2007. – Vol. 8 (2). – P. 137–142.
- Uptake and distribution of natural radioactivity in wheat plants from soil / V. A. Pulhani, S. Dafauti, A. G. Hegde, R. M. Sharma, U. C. Mishra // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2005. – Vol. 79, N 3. – P. 331–346.
- Uranium accumulation in aquatic macrophytes in an uraniumiferous region: Relevance to natural attenuation / C. Cordeiro, P. Favas, J. Pratas, S. K. Sarkar, P. Venkatachalam // *Chemosphere*. – 2016. – Vol. 156. – P. 76–87.
- Uranium accumulation of cop plants enhanced by citric acid / P. Chang, K.-W. Kim, S. Yoshida, S.-Y. Kim // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2005. – Vol. 27. – P. 529–538.
- Uranium in the environment: occurrence, transfer and biological effects / D. Ribera, F. Labrot, G. Tisnerat, G.-F. Narbonne / *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* – 1996. – Vol. 146. – P. 56–89.
- Vandenhove, H. Can barium and strontium be used as tracers for radium in soil-plant transfer studies? / H. Vandenhove, T. Eyckmans, M. Van Hees // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2005. – Vol. 81 (2–3). – P. 255–267.
- Vandenhove, H. Phitomanagement of radioactively contaminated sites / *Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils* // eds.: J.-L. Morel, G. Echevaria, N. Goncharova. – Springer, 2006. – P. 191–228.
- Vandenhove, H. Predicting radium availability and uptake from soil properties / H. Vandenhove, M. Van Hees // *Chemosphere*. – 2007. – Vol. 69 (4). – P. 664–674.
- Vegetation composition and  $^{226}\text{Ra}$  uptake by native plant species at a uranium mill tailings impoundment in South China / N. Hu, D. Ding, G. Li, Ji. Zheng, L. Li, W. Zhao, Y. Wang // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2014. – Vol. 129. – P. 100–106.

**MAIN FACTORS AFFECTING ACCUMULATION OF URANIUM, RADIUM AND THORIUM BY PLANTS****L.M. Shaposhnikova***Institute of Biology of Komi Scientific Centre of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Syktyvkar*

*Summary.* Literature data on the problems of biological uptake of uranium, radium and thorium are presented. It is shown that the uptake of radionuclides by plants is a result of a complex interaction of large number of factors related both to the biological characteristics of plants and to the influence of external conditions of environment. Specificity of many plant species in the radionuclides absorption is well known and published. Some species of wood-shrub vegetation, as well as ferns, are radium accumulators. Mosses and lichens are accumulators of uranium and thorium. Soils are the most important biogeochemical barrier for transition of radionuclides to plants. Soil type, its physical and chemical properties significantly influence sorption and subsequent desorption of radionuclides, which affects their bioavailability. In general, all the considered radionuclides are characterized by the decrease in biological uptake in transition from sandy to clayey soils. Organic composition of soils is also important. Any changes in physicochemical composition of soils can significantly change the biological uptake of radionuclides. It makes the coefficients of biological absorption difficult to predict parameters. Understanding these mechanisms can simplify their use in the construction of various radioecological models and allow us to control the accumulation of radionuclides by plants, for example, using organic and mineral fertilizers. Decrease in bioabsorption is necessary in the case of growing agricultural products, and its increase may be important requirement for the phytoextraction of radionuclides.

*Key words:* uranium, radium, thorium, biological uptake

---



ХРОНИКА, СОБЫТИЯ, ФАКТЫ

doi: 10.31140/j.vestnikib.2017.3(201).9

**ПАМЯТИ ВАСИЛИЯ АЛЕКСАНДРОВИЧА БЕЗНОСИКОВА**

**Р.С. Василевич, Е.Д. Лодыгин, Е.В. Шамрикова, Е.В. Яковлева**

*Федеральное государственное учреждение науки*

*Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН, Сыктывкар*

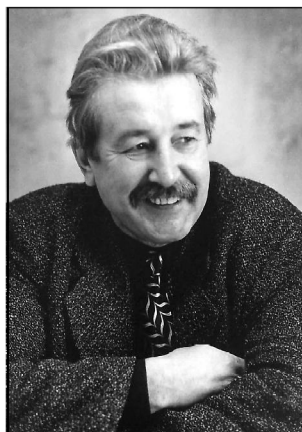
E-mail: [lodigin@ib.komisc.ru](mailto:lodigin@ib.komisc.ru)

30 сентября 2017 г. на 71-м году ушел из жизни наш дорогой коллега, учитель, наставник, друг – профессор, доктор сельскохозяйственных наук, заведующий лабораторией химии почв **Василий Александрович Безносиков**. Творческая деятельность Василия Александровича как ученого более 35 лет была неразрывно связана с жизнью Института биологии, его становлением и развитием.

Самодисциплина, требовательность к себе, талант, выдающиеся работоспособность и воля к достижению цели выковали в нем характер настоящего лидера и целеустремленного человека. В.А. Безносиков успешно руководил научными исследованиями лаборатории физики и химии почв (1981-1990 гг.), отдела почвоведения (1994-2005 гг.) и лаборатории химии почв (с 2005 г.). В сложные годы перестройки (1990-1994 гг.) Василий Александрович плодотворно работал в должности заместителя директора Института биологии, принимая участие в решении многих проблем, связанных с сохранением его научного коллектива и потенциала.

Незаурядная научная интуиция, глубокие знания, широкий кругозор позволили Василию Александровичу стать основоположником целого направления и научной школы в Институте биологии, использующей для анализа органического вещества почв передовые научные достижения и методы химического анализа. Это предопределило вектор исследований и парадигму мышления многих сотрудников Института. Усилия Василия Александровича были направлены на развитие фундаментальных общепарадигматических вопросов, актуальных вне зависимости от обстоятельств и настроений в обществе, а потому научный труд Василия Александровича не подлежит забвению...

Василий Александрович был человеком, гармонично сочетающим в жизни научно-исследо-



**Василий Александрович  
Безносиков**

вательскую, научно-практическую и педагогическую деятельность. Многие годы результаты исследований Василия Александровича широко используются органами государственной власти Республики Коми по охране окружающей среды при принятии управленческих решений по стабилизации экологической обстановки в регионе, в практике сельского хозяйства и проектировании мелиоративных систем. Он проводил лекционные и лабораторные занятия для студентов кафедры экологии Сыктывкарского государственного университета. Василий Александрович

искренне верил, полагался на своих учеников, не скупясь, вкладывал в них все свои силы и опыт. Своим авторитетом, волевым решением он часто помогал в критические минуты делать верный выбор, умел поддержать, вселить уверенность и настроить на победу. И ученики побеждали, брали высоту за высотой. Пять кандидатских и две докторские диссертации успешно защищены под его руководством. Однако любовь учеников и последователей он снискал не только высокой эрудицией и знаниями, но и необычайной чуткостью, отзывчивостью и добросердечием.

Василий Александрович умел разглядеть во всем возможности, не страшился препятствий. Ему были интересны различные занятия. И все у него получалось легко, красиво и достойно. Он был Мастером научного слова, его печатное наследие представлено более чем 250 работами, в том числе шестью коллективными монографиями. Василий Александрович получал удовольствие от своего ремесла, лучась им, притягивал к себе окружающих разного статуса и возраста, воодушевлял их на познание неизведанного. Мы всегда будем благодарны Василию Александровичу за то многое, что он для нас сделал, передав каждому частицу себя.

**Дорогому учителю!**

*Чуткостью своей и добротой в души многих приоткрыл Ты дверцу.  
И когда твердят – «Он не живой!» – эта новость как ножом по сердцу!  
Как же можно было так уйти – на подъеме, в череде событий,  
И идей так много унести, так и не свершившихся открытий!*

*Но себя Ты сохранил для нас в книгах и статьях, в воспоминаньях,  
И в умело выбранных словах утешенья или назиданья!  
Ты не жив! Слова звучат как ложь, и не подчиняется сознанье!  
И, конечно, в Институт придешь, ключ возьмешь на вахте утром ранним.*

*В кабинет Твой снова мы зайдем, с сигаретным дымом и прохладой,  
Улыбнешься ты, и мы поймем – Ты научишь, объяснишь как надо!  
Вел по жизни нас, всегда берёг – благодарность наша безгранична,  
Пусть Тебя хранит среди дорог, от дорог земных, увы, отличных.*

Коллеги и друзья

doi: 10.31140/j.vestnikib.2017.3(201).10

## СЕРГЕЙ ВАСИЛЬЕВИЧ БЕЛЯЕВ – ПЕРВЫЙ УЧЕНЫЙ СЕКРЕТАРЬ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ

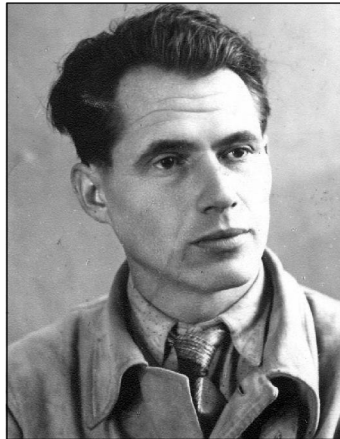
**И.В. Забоева, Е.М. Лаптева**

Федеральное государственное учреждение науки  
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН, Сыктывкар  
E-mail: [elena.lapteva.60@mail.ru](mailto:elena.lapteva.60@mail.ru)

В сентябре 2017 г. мы отмечали 105-летие со дня рождения Сергея Васильевича Беляева – ветерана Великой Отечественной войны, почвовед-географа, первого ученого секретаря Института биологии, с именем которого связано проведение первых работ по картированию почвенного покрова Республики Коми.

Сергей Васильевич Беляев родился 15 сентября 1912 г. в Усть-Сысольске (г. Сыктывкар) в семье служащего. В 1931 г. окончил землеустроительное отделение Ульяновского сельскохозяйственного техникума и вплоть до начала Великой Отечественной войны успешно работал в системе Наркомзема Коми АССР. В этот период он проводил землеустройство в колхозах Коми республики, прошагал многие сотни гектаров колхозных земель. Затем его назначили начальником Отдела земельного учета при Управлении землеустройства Наркомзема Коми республики.

В июле 1941 г. Сергея Васильевича мобилизовали в действующую армию. Он участвовал в боях на Волховском фронте, затем – на Сталинградском и Центральном фронтах. Был командиром взвода топографической разведки, затем начальником топографической службы артиллерийского полка. Освобождал Польшу, воевал в Германии. Войну завершил в Германии в звании «гвардии старший лейтенант», награжден боевыми наградами – орденом Красной Звезды (1944), медалями «За оборону Сталинграда» (1942), «За освобождение Варшавы» (1945), «За победу над Германией в Великой Отечественной войне 1941-1945 гг.» (1945).



**Сергей Васильевич  
Беляев  
(1912–1975)**

После окончания войны в 1946 г. Сергей Васильевич был принят на работу в сектор почвоведения Коми Базы АН СССР (Коми филиал АН СССР) сначала старшим лаборантом, затем младшим научным сотрудником (1946-1962 гг.). Он имел за плечами огромный практический опыт работы с самым ценным средством производства в сельском хозяйстве – с землей, почвами. Сергей Васильевич был квалифицированным почвоведом-географом и своим приходом в науку заложил фундамент картографических работ в области почвенно-географических исследований в Коми республике. Он совместно с В.А. Поповым, Д.М. Рубцовым, Л.А. Верхоланцевой, И.В. Забоевой ежегодно проводил экспедиционные исследования почвенного покрова в различных районах Коми республики, которые были необходимой основой для составления почвенной карты Коми АССР масштаба 1:1 000 000, неоднократно возглавлял почвенные полевые отряды. В экспедиции с Сергеем Васильевичем коллегам было легко работать – он отлично ориентировался в лесу, ему всегда была ясна «привязка» почвенного разреза. В любой коллективной работе очень важно всегда поддерживать оптимистичный творческий климат, и Сергею Васильевичу это легко удавалось. Это высоко ценила и заведующая к.с.-х.н. О.А. Полицева, и все сотрудники сектора почвоведения.

На основе проведенных исследований при непосредственном участии С.В. Беляева были подготовлены среднemasштабные почвенные карты Ухтинского, Интинского, Печорского, Сторожевского, Усть-Вымского районов и первые моногра-



С коллегами в экспедиции: слева направо сидят А.Н. Цыпанова, Г.В. Русанова, С.В. Беляев, стоят В.М. Заболоцкий, В.А. Попов (1956 г.)

фии о почвах республики – «Почвы Коми АССР», «Почвы Печорского промышленного района», соавтором которых он является. С.В. Беляев был инициатором проведения почвенно-географического районирования территории республики, результаты его исследований легли в основу подготовки и составления листов Государственной почвенной карты миллионного масштаба Р-39 (Сык-

страшной войне, у меня хорошая семья, у меня любимая работа!». Сергей Васильевич пользовался большим авторитетом в коллективе Коми филиала АН СССР, его многократно избирали и председателем и членом месткома профсоюза.

Скончался Сергей Васильевич Беляев 22 ноября 1975 г. на 63-м году жизни. Все, кто знал Сергея Васильевича, до сих пор вспоминают о нем с благодарностью.

тывкар), Р-40 (Красновишерск) и Q-40 (Печора). Сергей Васильевич – автор 23 научных работ, из них 12 почвенных карт.

Значителен вклад Сергея Васильевича в становление Института биологии Коми филиала АН СССР как самостоятельного научного учреждения. Он был первым ученым секретарем Института биологии (1962-1971 гг.). На этом посту Сергей Васильевич проработал 10 лет, проявил себя как умелый организатор научных исследований. Особенно важны были его прекрасные человеческие качества – доброжелательность и оптимизм. Он любил говорить: «Нет безвыходных положений, из любой ситуации можно найти два выхода!». Он не боялся слов «Я счастливый человек!», – и далее добавлял – «Я выжил в этой

**КАК МЕНЯЮТСЯ ОЗЕРА В РЕСПУБЛИКЕ КОМИ**

**Н. Соловьева<sup>1,2</sup>, В. Джонс<sup>1</sup>, С.Тернер<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Департамент географии

Центр изменений окружающей среды

Университетский колледж Лондона, Великобритания

<sup>2</sup>Высшая школа технологий, Дубай, ОАЭ

E-mail: [n.solovieva@ucl.ac.uk](mailto:n.solovieva@ucl.ac.uk)

В течение почти 20 лет ученые из Университетского колледжа Лондона (УКЛ) проводят совместные работы по изучению арктических и субарктических озер в Республике Коми (в районах Большеземельской тундры, бассейнах рек Усы и Печоры и в Уральских горах). Группа ученых из УКЛ и Музея естественной истории под руководством профессора Вивьен Джонс совместно с учеными из Института биологии Коми НЦ УрО РАН (В. Пономарев, Б. Кондратенко, О. Лоскутова, Л. Хохлова, Е. Патова) проводила комплексные исследования изменений современного состояния озерных экосистем под влиянием антропогенного загрязнения и глобального потепления, используя лимнологические и палеолимнологические методы. Исследования финансировались Европейским Союзом (VII Рамочная программа, проекты «Тундра», «Спайс» и «Карбонорс») и Арктической программой Министерства окружающей среды Великобритании.

Стратиграфический анализ датированных озерных донных отложений (используются датировки по радиоактивному свинцу <sup>210</sup>Pb) позволяет реконструировать состояние озерных экосистем в преиндустриальный период и оценить антропогенное влияние на озерные экосистемы в течение длительного времени. Для экологических реконструкций использовали различные методы, включая биогеохимические методы, диатомовый анализ (диатомовые водоросли – это микроскопические организмы, имеющие кремниевые створки и

**ENVIRONMENTAL CHANGES  
IN THE ARCTIC LAKES OF THE KOMI**

**N. Solovieva<sup>1,2</sup>, V. Jones<sup>1</sup>, S. Turner<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Department of Geography, UCL, GB

<sup>2</sup>Higher Colleges of Technology, UAE

For nearly twenty years Environmental Scientists from University College London (UCL) have been collaborating with the Institute of Biology, Komi Science Centre to study lakes from arctic and sub-arctic Komi regions (e.g. Bol'shezemel'skaya and Malozemel'skaya Tundra, basins of rivers Usa and Pechora and the Ural mountains). A team of researchers from UCL and the Natural History Museum, led by Professor Vivienne Jones together with biologists and chemists from the Institute of Biology (Dr Vasili Ponomarev, Dr Boris Kondratenok, Dr Luydmila Khohlova, Dr Olga Loskutova, Dr. Elena Patova) have used a combination of limnological and palaeolimnological techniques to investigate the present-day status of the lakes and whether they have been affected by pollution and climate change. The UCL research work was carried out both within large EU-funded multidisciplinary international projects (TUNDRA, SPICE, Carbo-North) and studies supported by the UK's Natural Environment Research Council (NERC), including the NERC Arctic Research Programme (ARP).

The researchers used the analysis of lake sediments (palaeolimnology) which are laid down sequentially and can be dated using a radiometric technique (<sup>210</sup>Pb), to infer past environmental conditions in pre-industrial times and to assess environmental responses to human impacts over considerable length of time. Techniques used include sediment chemistry, and the analysis of fossilised remains of diatoms (microscopic siliceous algae which are well-preserved in lake sediments), chironomid head capsules (larvae of non-biting midges) and spheroidal carbonaceous particles (microscopic

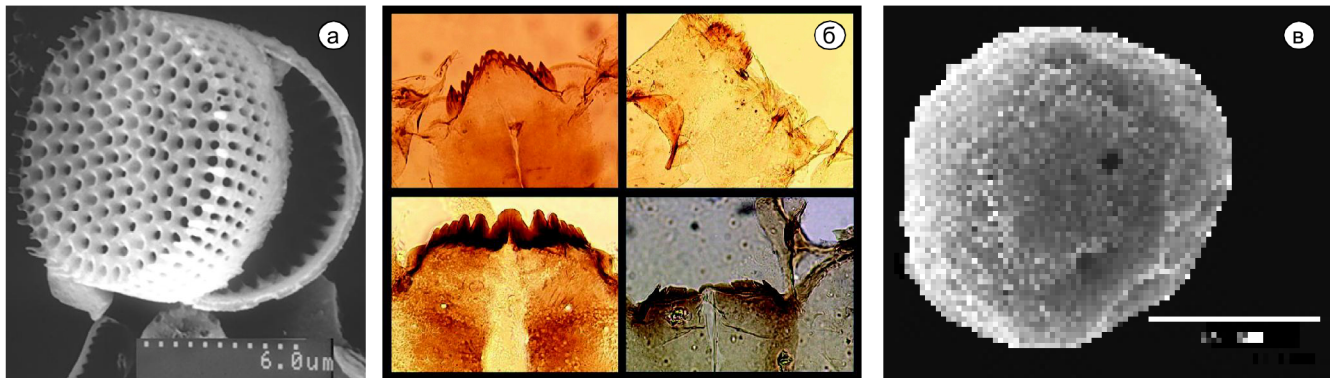


Рис. 1. Маркеры экологических реконструкций: а – створки диатомовых водорослей хорошо сохраняются в озерных отложениях (их используют для реконструкции длительности ледового покрытия); б – головные капсулы хирономид из озерных отложений используют в климатических реконструкциях; в – сферические углеродные частицы (СУЦ) в озерных отложениях являются индикаторами атмосферного загрязнения.

Diatom algae remains are used to reconstruct past ice cover on lakes (a). Chironomid head capsules are used to reconstruct past temperature (b). Spheroidal carbonaceous particles (SCPs) are used as indicators of atmospheric pollution (b).

вследствие этого хорошо сохраняющиеся в озерных отложениях), анализ головных капсул хирономид (личинок комаров-звонцов) и сферических углеродных частиц (СУЧ) – микроскопических частиц углерода, которые образуются в результате высокотемпературного сгорания полезных ископаемых (рис. 1, 2). При выполнении некоторых проектов, которые финансировались Европейским Союзом (например, «ТУНДРА» и «СПАЙС»), исследовали влияние загрязнений воздуха и воды и глобального потепления на окружающую среду. Поскольку арктическая природа особенно уязвима к загрязнениям и требует долгого восстановления по сравнению с более южными регионами, особенно важно оценить влияние нефтегазового промышленного комплекса и глобального потепления в арктическом регионе Коми.

Результаты исследований показали, что в настоящее время концентрация серы в осадках недостаточно высока для того, чтобы вызвать закисление озер. Анализ донных отложений также показал, что атмосферное загрязнение в районах Воркуты и Инты было значительно выше 20-40 лет назад, когда добыча угля была более интенсивной. Возможно, что атмосферное загрязнение привело к некоторому защелачиванию озер в Воркутинском районе, поскольку изменения видового состава диатомовых водорослей и увеличение pH совпало с пиком индустриальной активности. Результаты исследований были использованы для разработки природоохранных мер в Республике Коми.

В проекте, который спонсировало Министерство окружающей среды Великобритании, исследовали изменения состояния озерных экосистем (в частности, диатомовых водорослей) в ответ на глобальное потепление в течение последних 100 лет. Видовой состав диатомовых сообществ ме-

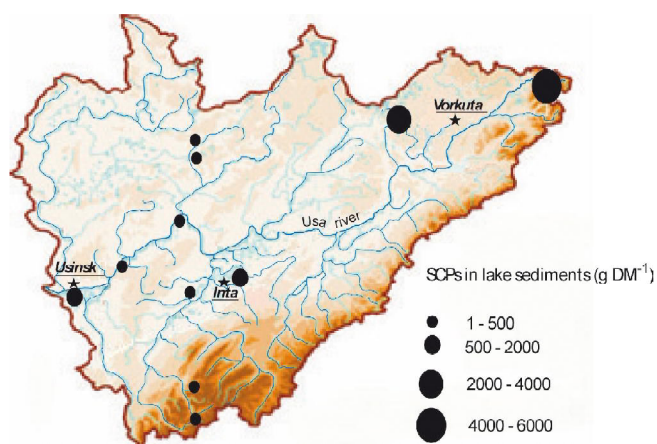


Рис. 2. Концентрация СУЧ в донных отложениях озер Большеземельской тундры отражает уровень атмосферного загрязнения.

The level of atmospheric pollution in lakes from Bolshezemel'skaya Tundra as indicated by concentration of SCPs in lake sediments.

carbon particles generated by high-temperature fossil fuel combustion).

Some of the EU-funded projects focussed on regional air and water pollution and global climate change and its impact on the arctic environment (e.g. TUNDRA and SPICE). Since the arctic environment is particularly vulnerable to pollution and takes longer time to recover compared to warmer parts of the planet, it is especially important to understand the environmental impacts of oil and gas exploration and warming climate.

The results of these projects suggest that at present day sulphur deposition levels there is no danger of lake acidification at any of the sites due to their high buffering capacity. The sediment records show that sites from the Inta and Vorkuta transects experienced higher pollution loads 10-30 years ago, when coal production and mining were more intensive. There is also evidence that in the Vorkuta area atmospheric deposition might have led to the alkalinisation of the lakes since diatom floristic changes and an increase in inferred pH coincide with the period of peak industrial activity. These findings were used by stake-holders to formulate environmental protection policy in the Komi Region.

The UK-NERC funded project (NERC small grant entitled «Palaeolimnological evidence for circumarctic climate warming in Northern Russia») looked more specifically at the ecological response of lake biota (e.g. microscopic algae-diatoms) to the warming climate within the last 100 years. The diatom communities responded to the changes in the duration of the ice-free periods and timing of the lake water turn-over indicating potential vulnerability of Arctic lakes to changes in climate.

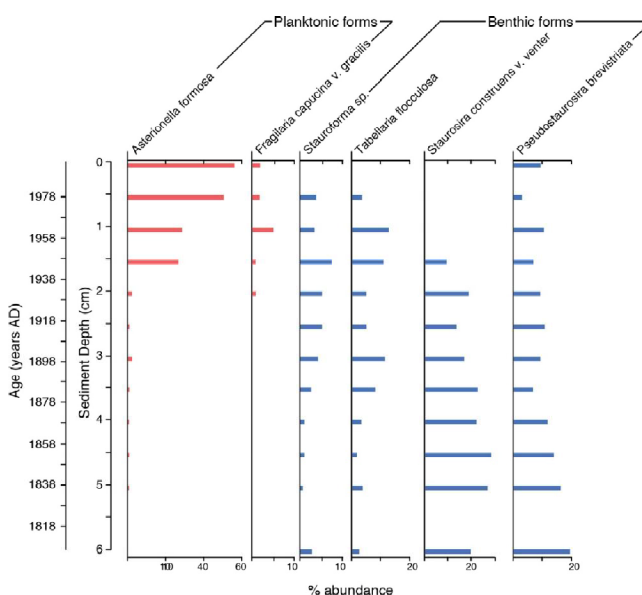


Рис. 3. Изменения в видовом составе диатомовых водорослей в XX в. в ответ на климатические изменения.

Diatom changes during the 20<sup>th</sup> century show lake response to changing climate.

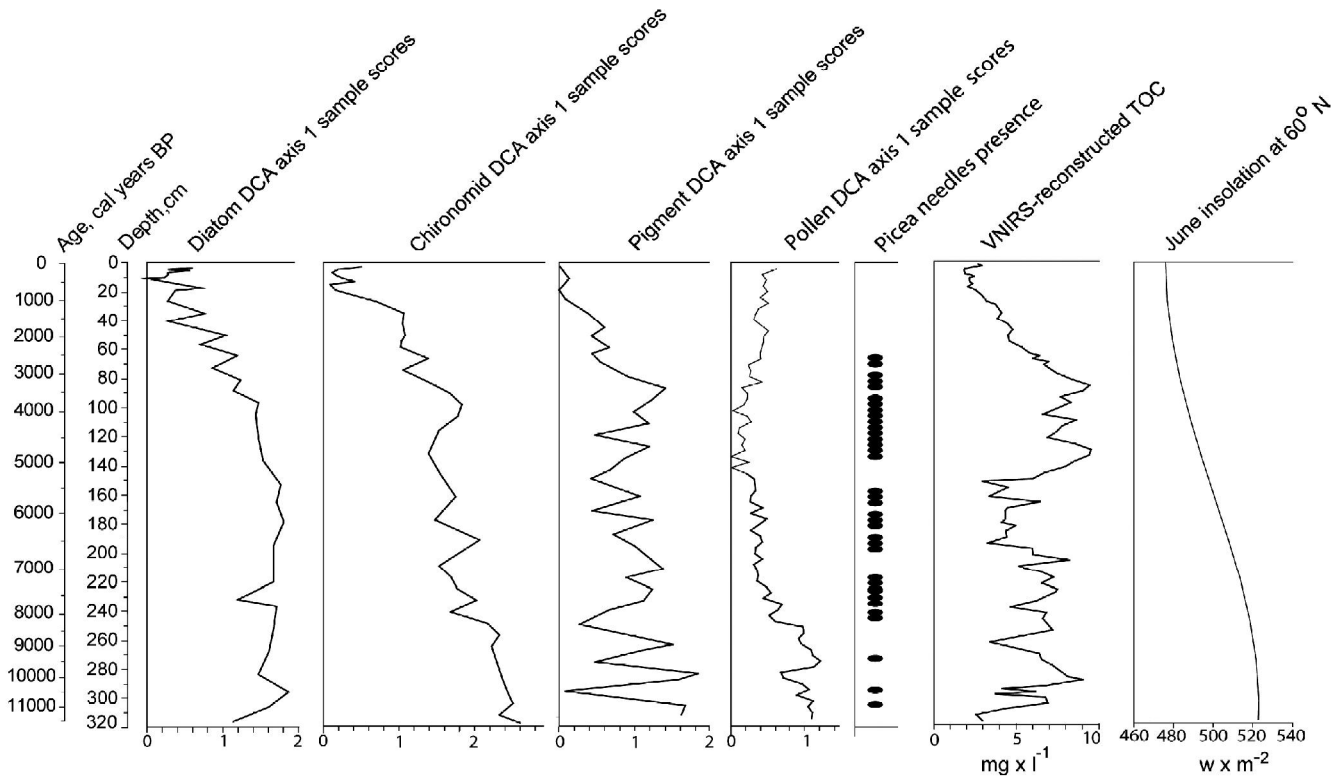


Рис. 4. Изменения в диатомовых сообществах донных отложений озера Хариней коррелируют с изменениями позиции границы леса за последние 11 тыс. лет.

Lake response to the changes in tree line in the catchment of Lake Kharinei from Bolshezemel'skaya Tundra during the last 11000 years.

нялся в зависимости от продолжительности ледового покрытия и времени весенне-осеннего перемешивания (рис. 3, 4).

В проекте «Карбонорс», который финансировался Европейским Советом, оценивали изменения в углеродном цикле в Арктике под влиянием разных сценариев изменений климата.

Роль специалистов УКЛ состояла в оценке того, как климат и границы лесов повлияли на продуктивность, структуру сообщества, цикл углерода и световой режим в озерах в течение последнего межледникового периода (голоцена). Было также показано, что прозрачность и химический состав воды и, следовательно, видовой состав и структура диатомовых и хирономидных сообществ реагируют как на климатические изменения, так и на присутствие или отсутствие лесов в водосборе.

Команда проекта «Озера и цикл углерода в Арктике», который финансировался в рамках Арктической программы Министерства окружающей среды (<http://arp.arctic.ac.uk/projects/>), исследовала роль озер в цикле углерода в Арктике под влиянием климатических изменений. Цель проекта состояла в том, чтобы выявить, накапливают ли озера углерод (при этом первичная продукция превышает гетеротрофное дыхание) или продуцируют углерод (при этом гетеротрофное дыхание превышает первичную продукцию) и как эти процессы меняются с изменением климата.

The EU-funded Carbo-North project aimed to assess changes in the Arctic carbon cycle under various climate warming scenarios. The UCL role was to estimate how climate and tree-line dynamics affected the productivity, community structure, carbon cycling and light regime in the lake during the last interglacial period (The Holocene). It was shown that lake ecosystem clearly responds to both changes in climate and advance/retreat of trees from its catchment which affected water transparency, lake water chemistry and, consequently, composition of diatom algae and chironomids.

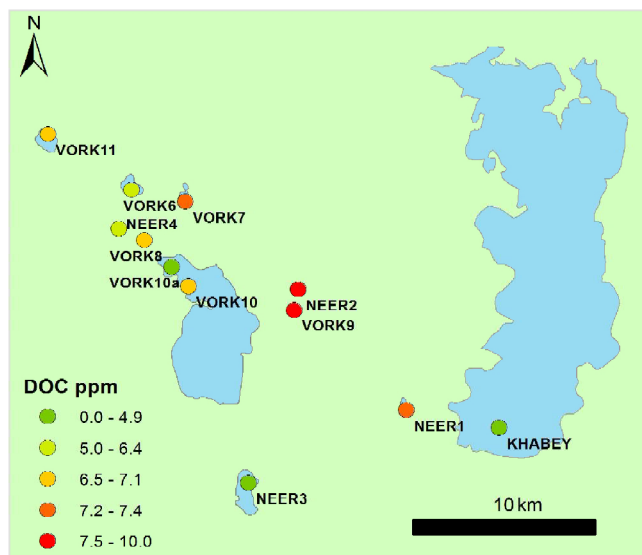
The Lakes and Arctic Carbon (LAC) project, which was funded under the NERC Arctic Research Programme (<http://arp.arctic.ac.uk/projects/>), focussed more closely on the role of lakes in the changing carbon cycle in the arctic. Research aimed to investigate whether lakes store carbon (with autotrophic production exceeding heterotrophic respiration) or release carbon (heterotrophic respiration exceeds autotrophic production) and how these might change under changing climate.

In conclusion, it must be emphasized that there are significant differences between lakes in the rates of disposal of organic matter. One of the lakes noted the existence of a phase of rapid accumulation of organic matter in sediments. It is possible that the high content of organic matter in the sediments became a consequence of the burial of the aquatic vegetation of the lake, which could occur due to a sharp decrease in the depth of the lake. In another

Рис. 5. Концентрации растворенного органического углерода (РОУ) в озерах Большеземельской тундры. РОУ используется для оценки скорости обмена углерода между донными отложениями, водой и почвой.

Lake water dissolved organic carbon (DOC) concentrations in lakes from Bolshezemel'skaya Tundra. DOC is used to assess the rate of carbon circulation between sediments, water and soils.

В заключение необходимо подчеркнуть, что существуют значительные различия между озерами в скоростях захоронения органического вещества. В одном из озер отмечено существование фазы быстрого накопления органического вещества в отложениях. Возможно, что высокое содержание органического вещества в отложениях стало следствием захоронения водной растительности озера, что могло произойти из-за резкого снижения его глубины. В другом озере органический углерод не сохранился в донных отложениях. Низкое содержание углерода в отложениях свидетельствует о низкой продуктивности озера, малой скорости накопления донных отложений и высоких скоростях бактериальной деградации и углеродного обмена между водой и отложениями.



lake organic carbon is not preserved in the bottom sediments. The low carbon content in the sediments indicates low lake productivity, low rate of sediment accumulation and high rates of bacterial destruction and carbon exchange between water and sediments.