



ОТДЕЛЕНИЕ БИОЛОГИЧЕСКИХ НАУК РАН
НАУЧНЫЙ СОВЕТ РАН ПО ПРОБЛЕМАМ ПАЛЕОБИОЛОГИИ
И ЭВОЛЮЦИИ ОРГАНИЧЕСКОГО МИРА
НАУЧНЫЙ СОВЕТ РАН ПО ПРОБЛЕМАМ ЭКОЛОГИИ БИОЛОГИЧЕСКИХ СИСТЕМ
НАУЧНЫЙ СОВЕТ РАН ПО ПОЧВОВЕДЕНИЮ
НАУЧНЫЙ СОВЕТ РАН ПО ЛЕСУ
ПАЛЕОНТОЛОГИЧЕСКИЙ ИНСТИТУТ ИМ. А.А. БОРИСЯКА РАН
ЦЕНТР ПО ПРОБЛЕМАМ ЭКОЛОГИИ И ПРОДУКТИВНОСТИ ЛЕСОВ РАН
ИНСТИТУТ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ И БИОЛОГИЧЕСКИХ ПРОБЛЕМ ПОЧВОВЕДЕНИЯ РАН

ВСЕРОССИЙСКАЯ КОНФЕРЕНЦИЯ
ПОСВЯЩЕННАЯ ПАМЯТИ Г.А. ЗАВАРЗИНА
**«БИОГЕННЫЙ И АБИОГЕННЫЙ ЦИКЛЫ УГЛЕРОДА
ВО ВРЕМЕНИ И ПРОСТРАНСТВЕ И МАСШТАБЫ
ВОЗДЕЙСТВИЯ НА НИХ АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ»**

ТЕЗИСЫ ДОКЛАДОВ

21-22 мая 2024 года

**Москва, Профсоюзная ул., 123
Палеонтологический институт им. А.А. Борисяка РАН**

Москва, 2024

Программный комитет

Сопредседатели:

С.В. Рожнов, академик РАН,
А.О. Алексеев, член-корр. РАН,
Н.В. Лукина, член-корр. РАН

Секретарь:

Г.А. Анекеева, ПИН РАН

Члены программного комитета:

Адрианов А.В., академик РАН, ОБН РАН
Ваганов Е.А., академик РАН
Вомперский С.Э., академик РАН, ИЛАН РАН
Грицун А.С., профессор РАН, ИВМ РАН
Гулев С.К., член-корреспондент РАН, ИО РАН
Кудяров В.Н. член-корреспондент РАН, ИФХИБПП РАН
Лопатин А.В., академик РАН, ПИН РАН
Рожнов В.В., академик РАН, ИПЭЭ РАН
Розанов А.Ю., академик РАН, ПИН РАН
Романовская А.А., член-корреспондент РАН, ИГКЭ
Головацкая Е.А., профессор РАН, ИМКЭС СО РАН
Заварзина Д.Г., к.г.-м.н., ФИЦ Биотехнологии РАН, ИНМИ им. С.Н. Виноградского
Курбатова Ю.А., к.б.н., ИПЭЭ РАН
Лапшина Е.Д., д.б.н., проф., ЮГУ
Максимов Т.Х., д.б.н., ИБПК, Якутский НЦ СО РАН

ОГЛАВЛЕНИЕ

НЕОРГАНИЧЕСКИЙ УГЛЕРОД ПОЧВ – НЕДООЦЕНЁННЫЙ КОМПОНЕНТ В ГЛОБАЛЬНОМ КРУГОВОРОТЕ УГЛЕРОДА Алексеев А.О.	7
ПАССИВНЫЙ ПУЛ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА ПОЧВ, ЕГО АНАЛИТИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ И СУДЬБА В ДИАГЕНЕЗЕ Алексеева Т.В.	9
ОСОБЕННОСТИ ВЕРТИКАЛЬНОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ КОНЦЕНТРАЦИИ ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ НАД РОССИЙСКИМ СЕКТОРОМ АРКТИКИ КАК РЕЗУЛЬТАТ ВЗАИМОДЕЙСТВИЯ ОКЕАНА И АТМОСФЕРЫ Антохина О.Ю., Антохин П.Н., Аршинова В.Г., Аршинов М.Ю., Белан Б.Д., Белан С.Б., Давыдов Д.К., Дудорова Н.В., Ивлев Г.А., Козлов А.В., Пестунов Д.А., Рассказчикова Т.М., Савкин Д.Е., Симоненков Д.В., Скляднева Т.К., Толмачев Г.Н., Фофонов А.В.	10
ВЛИЯНИЕ ТИПА ЗЕМЛЕПОЛЬЗОВАНИЯ НА БИОЭНЕРГЕТИЧЕСКИЙ СТАТУС ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА ПОЧВ Арбузова Е.А., Упорова М.А., Филимоненко Е.А.	12
ОЦЕНКА ЭМИССИИ И СТОКА ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ ДЛЯ ПОЧВЫ ЛУГОВОЙ ЭКОСИСТЕМЫ ЮЖНОЙ ТАЙГИ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ И ЕЕ ВКЛАДА В ИХ ОБЩИЙ ПОТОК ПО ДАННЫМ НАБЛЮДЕНИЙ 2023 ГОДА Аршинов М.Ю., Белан Б.Д., Давыдов Д.К., Козлов А.В., Фофонов А.В.	14
ОЦЕНКИ ЭМИССИИ И СТОКА ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ НА ИКСИНСКОМ БОЛОТЕ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ Аршинов М.Ю., Белан Б.Д., Давыдов Д.К., Козлов А.В., Максютлов Ш.Ш., Мачида Т., Плотников А.А., Сасакава М., Фофонов А.В.	16
КУЛЬТУРНЫЕ СЛОИ ГОРОДИЩ РАННЕГО ЖЕЛЕЗНОГО ВЕКА – ДОЛГОВРЕМЕННЫЕ ГЕОХИМИЧЕСКИЕ АРХИВЫ Бобровский М.В., Смирнов А.Л., Ханина Л.Г., Куприянов Д.А., Данилевская В.И., Добровольская М.В.	18
О ВЛИЯНИИ ЛЕСОВ И ПОЛЕВЫХ КУЛЬТУР НА БАЛАНС CO ₂ В АТМОСФЕРЕ Булаткин Г.А.	20
ПУЛ УГЛЕРОДА БОЛОТ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ Вомперский С.Э., Сирий А.А. , Глухова Т.В., Цыганова О.П., Валяева Н.А. ¹	22
ЭМИССИЯ CH ₄ И CO ₂ ИЗ ДЕГАЗИРУЮЩИХ ПОДЗЕМНЫХ ВОД, РАЗГРУЖАЮЩИХСЯ В БЕРЕГОВОЙ ЗОНЕ ОЗЕРА БАСКУНЧАК И В ДОЛИНАХ ЕГО ПРИТОКОВ Гарькуша Д.Н., Фёдоров Ю.А., Андреев Ю.А., Тамбиева Н.С.	24
ИЗМЕНЕНИЕ ИЗОТОПНОГО СОСТАВА АЗОТА И УГЛЕРОДА В ПРОЦЕССЕ ТРАНСФОРМАЦИИ ОПАДА РАСТЕНИЙ-ТОРФООБРАЗОВАТЕЛЕЙ НА ОСУШЕННЫХ И ПОСТПИРОГЕННЫХ УЧАСТКАХ ОЛИГОТРОФНЫХ БОЛОТ Головацкая Е.А., Никонова Л.Г., Калашникова Д.А., Симонова Г.В.	25
РОЛЬ ЗАЛЕЖНЫХ СТЕПНЫХ ЭКОСИСТЕМ В УГЛЕРОДНОМ ЦИКЛЕ Голубятников Л.Л., Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О.	26
ЭМИССИЯ CO ₂ ГАЗОННЫМИ ПОКРЫТИЯМИ, ФУНКЦИОНИРУЮЩИМИ НА ПОЧВЕННЫХ КОНСТРУКЦИЯХ РАЗЛИЧНОГО СОСТАВА В УСЛОВИЯХ Г. РОСТОВ-НА-ДОНУ Горбов С.Н., Терехов И.В., Носов Г.Н., Скрипников, П.Н.	28

ОСОБЕННОСТИ СОДЕРЖАНИЯ УГЛЕРОДА И АЗОТА В ПОЧВАХ МЕЛИОРИРОВАННЫХ АГРОЛАНДШАФТОВ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ТИПА ЗЕМЛЕПОЛЬЗОВАНИЯ Дубина-Чехович Е.В., Бахмет О.Н.	31
ИЗМЕНЕНИЕ ЗАПАСОВ УГЛЕРОДА В ДРЕВЕСНОМ ЯРУСЕ СОСНЯКА АНДРОМЕДО-ПУШИЦЕВО-СФАГНОВОМ ДО ОСУШЕНИЯ И ЧЕРЕЗ 50 ЛЕТ ПОСЛЕ В УСЛОВИЯХ ПОДТАЙГИ ЕВРОПЕЙСКОЙ РОССИИ (ЗАПАДНОДВИНСКИЙ ЛЕСОБОЛОТНЫЙ СТАЦИОНАР) Егоров А.А., Глухова Т.В.	33
РАЗНООБРАЗИЕ МИКРОФОССИЛИЙ N ₂ -REE РУД ТОМТОРСКОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ, РЕСПУБЛИКА САХА (ЯКУТИЯ) Жегалло Е.А., Самылина О.С., Зайцева Л.В., Розанов А.Ю.	34
ЛАККАЗА КАК БИОКАТАЛИЗАТОР КОНДЕНСАЦИОННЫХ ПРОЦЕССОВ ПРИ ГУМИФИКАЦИИ В ГЕОЛОГИЧЕСКОМ МАСШТАБЕ ВРЕМЕНИ Заварзина А.Г., Трубицина Л.И., Демин В.В., Белова О.В., Лисов А.В.	36
АНАЭРОБНАЯ ТРАНСФОРМАЦИЯ СИДЕРИТА – МИНЕРАЛА, СОПРЯГАЮЩЕГО БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ЦИКЛЫ ЖЕЛЕЗА И УГЛЕРОДА Заварзина Д.Г.	38
ОЦЕНКИ БИОПРОДУКТИВНОСТИ БОЛОТНЫХ ЭКОСИСТЕМ И УПРАВЛЕНИЕ ЭМИССИЕЙ ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ Зинченко А.В., Ивахов В.М., Парамонова Н.Н., Привалов В.И.	39
ОПРЕДЕЛЕНИЕ ВЕЛИЧИНЫ ПОТОКА УГЛЕРОДА С ПОВЕРХНОСТИ КРУПНЫХ ДРЕВЕСНЫХ ОСТАТКОВ В ЛЕСАХ ЮЖНОГО СИХОТЭ-АЛИНЯ Иванов А.В., Замолотчиков Д.Г.	41
МОНИТОРИНГ ИЗЪЯТИЯ ФИТОМАССЫ НАСЕКОМЫМИ В ХОДЕ ВСПЫШКИ МАССОВОГО РАЗМНОЖЕНИЯ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ДИСТАНЦИОННЫХ ДАННЫХ Ковалев А.В., Цикалова П.Е.	42
КОНКРЕЦИИ В СЕРЫХ ПОЛУГИДРОМОРФНЫХ ПОЧВАХ И В ИХ ОСУШЕННЫХ АНАЛОГАХ КАК ЧАСТЬ ЦИКЛА УГЛЕРОДА Ковалев И.В., Ковалева Н.О.	44
ПОГРЕБЕННЫЕ ПОЧВЫ ГЕОАРХЕОЛОГИЧЕСКИХ ПАМЯТНИКОВ КАК ДЕПО УГЛЕРОДА Ковалева Н.О., Ковалев И.В.	46
ПУЛЫ УГЛЕРОДА И ПЕРВИЧНАЯ ПРОДУКЦИЯ В ЛУГОВЫХ ФИТОЦЕНОЗАХ ЛЕСОСТЕПНОЙ ЗОНЫ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ Коронатова Н.Г., Вишнякова Е.К., Косых Н.П., Миронычева-Токарева Н.П.	48
ПОЧВЕННОЕ ДЫХАНИЕ И СЕКВЕСТРАЦИЯ УГЛЕРОДА Кудеяров В.Н.	49
ЧЕТВЕРТЬ ВЕКА НЕПРЕРЫВНЫХ НАБЛЮДЕНИЙ ЗА ЭМИССИЕЙ СО ₂ ИЗ ПОЧВ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ ЮЖНОГО ПОДМОСКОВЬЯ: АНАЛИЗ ВРЕМЕННОЙ ВАРИАБЕЛЬНОСТИ И ЭМПИРИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Хорошаев Д.А., Сапронов Д.В., Мякшина Т.Н., Кивалов С.Н.	51
БОЛОТНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ И ЦИКЛ УГЛЕРОДА: ПРОШЛОЕ И НАСТОЯЩЕЕ Лапшина Е.Д., Дюкарев Е.А., Заров Е.А.	53

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ОСНОВНЫХ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ВЕРТИКАЛЬНОМ ПРОФИЛЕ ТОРФЯНИКА ДУЛИХА (ПРИБАЙКАЛЬЕ)	Леонова Г.А., Мальцев А.Е.	55
НАУЧНЫЕ ПОДХОДЫ К ОРГАНИЗАЦИИ НАЦИОНАЛЬНОЙ СИСТЕМЫ МОНИТОРИНГА ПУЛОВ УГЛЕРОДА И ПОТОКОВ ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ В НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ РОССИИ	Лукина Н.В., Барталев С.А., Лупян Е.А., Курбатова Ю.А., Ершов Д.В., Курганова И.Н., Шанин В.Н., Тебенькова Д.Н., Данилова М.А., Гераськина А.П., Тихонова Е.В., Горнов А.В., Шевченко Н.Е.	57
РЕПРЕЗЕНТАТИВНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ КРИОЛИТОЗОНЫ В КОНТЕКСТЕ ГЛОБАЛЬНОГО ИЗМЕНЕНИЯ КЛИМАТА	Максимов Т.Х.	60
РАСПРЕДЕЛЕНИЕ УГЛЕРОДА И БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ТОРФЕ И БОЛОТНЫХ ВОДАХ РЯМОВ БАРАБИНСКОЙ ЛЕСОСТЕПИ	Мальцев А.Е., Леонова Г.А.	62
БИОЛОГИЧЕСКОЕ ГОРЕНИЕ ДРЕВЕСНОГО ДЕБРИСА И ЕГО КЛИМАТИЧЕСКИЕ ПАРАМЕТРЫ	Мухин В.А., Диярова Д.К.	64
ПИРОГЕННЫЕ ПОДГОРИЗОНТЫ В ПОЧВАХ СОСНОВЫХ ЛЕСОВ: ФОРМИРОВАНИЕ, ЗАПАСЫ И ФУНКЦИИ	Надпорожская М.А., Толстоусова С.А.	65
О СВЯЗИ СОДЕРЖАНИЯ МЕТАНА С МАКРО- И МИКРОЭЛЕМЕНТАМИ В КОМПОНЕНТАХ АКВАЛЬНЫХ И НАЗЕМНЫХ ЛАНДШАФТОВ БОЛОТ ПСКОВСКОЙ ОБЛАСТИ	Нестерук Г.В., Федоров Ю.А., Гарькуша Д.Н.	67
НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ ИДЕНТИФИКАЦИИ БИОЛОГИЧЕСКИХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ, СУЩЕСТВЕННЫХ ДЛЯ МОДИФИКАЦИИ ПОТОКОВ УГЛЕРОДА В БИОСФЕРЕ	Остроумов С.А., Матишов Г.Г., Ермаков В.В.	68
МОДЕЛИРОВАНИЕ ДИНАМИКИ ЗАПАСОВ УГЛЕРОДА В ПОСТАГРОГЕННЫХ ПОЧВАХ ПОД ЛУГОВОЙ И ЛЕСНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТЬЮ	Припутина И.В., Фролов П.В., Шанин В.Н., Курганова И.Н., Фролова Г.Г., Быховец С.С.	69
РОЛЬ НАУЧНЫХ МЕДИАКОММУНИКАЦИЙ В ПОПУЛЯРИЗАЦИИ И ПРОДВИЖЕНИИ ЗНАНИЙ О ЦИКЛЕ УГЛЕРОДА. ИГРОВЫЕ СПОСОБЫ И МЕДИАПРОЕКТЫ	Пупышева Н.В.	71
АНАЛИТИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА БАЛАНСА ПОТОКОВ ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ НА ТЕРРИТОРИИ РОССИИ	Романовская А.А., Коротков В.Н.	73
ТРАНСПОРТ МЕТАНА ИЗ БОЛОТ ЧЕРЕЗ ПОДЗЕМНЫЕ ВОДЫ КАК ВАЖНЫЙ ЭЛЕМЕНТ БИОГЕОХИМИЧЕСКОГО ЦИКЛА УГЛЕРОДА В ЗАПАДНОЙ СИБИРИ	Сабреков А.Ф., Терентьева И.Е., Глаголев М.В., Литти Ю.В.	75
ВЫДЕЛЕНИЕ И ПОГЛОЩЕНИЕ МЕТАНА В ЦИАНОБАКТЕРИАЛЬНЫХ СООБЩЕСТВАХ СОДОВЫХ ОЗЁР: НОВЫЙ ВЗГЛЯД НА СОПРЯЖЕНИЕ МИКРОБНЫХ ПРОЦЕССОВ	Самылина О.С., Косякова А.И., Меркель А.Ю., Клюкина А.А., Русанов И.И., Каллистова А.Ю., Пименов Н.В.	77

ОЦЕНКА ЗАПАСОВ ПОЧВЕННОГО УГЛЕРОДА ЛЕСОПАРКОВ ГОРОДОВ ЯДРА РОСТОВСКОЙ АГЛОМЕРАЦИИ Скрипников П.Н., Горбов С.Н., Тагивердиев С.С., Сальник Н.В.	79
РОЛЬ ЛЕСНЫХ НАСЕКОМЫХ В РЕГУЛИРОВАНИИ ЦИКЛА УГЛЕРОДА Суховольский В.Г., Иванова Ю.Д., Тарасова О.В.	81
ДИНАМИКА ЗАПАСОВ УГЛЕРОДА В ВАЛЕЖЕ И ПОЧВЕ ПОСЛЕ ВЕТРОВАЛОВ В СТАРОВОЗРАСТНОМ МНОГОВИДОВОМ ШИРОКОЛИСТВЕННОМ ЛЕСУ Ханина Л.Г., Бобровский М.В., Смирнов В.Э., Романов М.С.	83
ВЛИЯНИЕ ПОЖАРОВ В ЛЕСОТУНДРЕ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ НА ТЕРМИЧЕСКУЮ СТАБИЛЬНОСТЬ И УСТОЙЧИВОСТЬ К МИКРОБНОЙ МИНЕРАЛИЗАЦИИ ПОЧВЕННОГО ОРГАНИЧЕСКОГО УГЛЕРОДА Чаусова Е.Е., Упорова М.А., Арбузова Е.А., Самохина Н.П., Филимоненко Е.А.	85
УГЛЕРОД И ГЕТЕРОТРОФНАЯ АКТИВНОСТЬ В ОТЛОЖЕНИЯХ ЛЕДОВОГО КОМПЛЕКСА НА РАВНИНЕ ЛЕНО-АМГИНСКОГО МЕЖДУРЕЧЬЯ, ЦЕНТРАЛЬНАЯ ЯКУТИЯ Шепелев А.Г., Евграфова С.Ю.	87

НЕОРГАНИЧЕСКИЙ УГЛЕРОД ПОЧВ – НЕДООЦЕНЁННЫЙ КОМПОНЕНТ В ГЛОБАЛЬНОМ КРУГОВОРОТЕ УГЛЕРОДА

Алексеев А.О.

Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН, Пущино,
e-mail: alekseev@issp.psn.ru

Одним из основных продуцентов двуокиси углерода в биосфере является почвенная оболочка Земли. В то же время почвы являются крупнейшим резервуаром углерода (С) и состоят из двух различных пулов: почвенного органического углерода (SOC) и почвенного неорганического углерода (SIC). Запасы SIC в почвах велики и могут соперничать с запасами органического углерода составляя до 40 % глобального почвенного углерода в виде карбонатов, главным образом в аридных и семиаридных зонах. Считается, что только 80% ассимилированного почвой углерода возвращается в атмосферу, а около 20% связывается органическим веществом и карбонатами. Исчерпывающей количественной оценки роли карбонатной системы почв в судьбе педогенной CO₂ пока не произведено. Почвенный неорганический углерод (SIC) в исследованиях посвященных изучению роли почвы в глобальном круговороте углерода часто отходит на второй план по сравнению органическим углеродом почв, ошибочно не всегда учитывается, и его доля в мировых исследованиях углерода в почве составляет очень небольшую часть. Результаты последних лет (Huang et al. 2024) показали, что в верхних двух метрах почвы содержится около 2,3 триллионов тонн неорганического углерода, что в пять раз больше, чем во всей наземной растительности на планете. Неорганический углерод почвы включает CO₂ в газовой фазе, растворенный в жидкой фазе и карбонат в твердой фазе. Однако в случае хороших дренажных условий и pH почвы > 6,5 количество неорганического углерода в газовой фазе почвы и жидкой фазе незначительно по сравнению с твердой фазой, а твердая фаза является основным компонентом неорганического углерода почвы – представленной почвенными карбонатами. Карбонаты твердой и жидкой фаз находятся в состоянии динамического равновесия с углекислотой почвенной атмосферы и могут в зависимости от условий аккумулировать или отдавать углекислый газ в почвенный воздух, регулировать газовый обмен почвы с атмосферой и другими геосферами. Таким образом нивелируются природные и антропогенные флуктуации состава атмосферы. Неорганический углерод почвы или карбонатная система почвы традиционно рассматривается как относительно стабильный пул углерода с предполагаемым временем оборота в тысячелетия. Эта точка зрения меняется по мере того, как растет количество свидетельств ускорения динамики SIC. Выявляются существенные нарушения SIC в течение нескольких десятилетий, карбонаты могут быть вовлечены в краткосрочные биологические циклы углерод гораздо более быстрыми темпами, чем ожидалось. Наблюдается тенденция к увеличению щелочности в крупных реках мира и увеличение запасов нового бикарбоната почвенного происхождения в грунтовых водах. Существует вероятность, что обмен между карбонатами и CO₂ в почве может значительно ускориться в ходе глобальных изменений. Это означает повышенную уязвимость почв, содержащих CaCO₃, и возможные выбросы CO₂ в атмосферу. Кроме того, измененный SIC, в свою очередь, влияет на буферную способность и кислотность почв, доступность питательных веществ, продуктивность растений и стабилизацию органического углерода в почвах. Таким образом неорганический углерод, несомненно, играет важную роль не только в связывании углерода, но и в поддержании здоровья почвы, экосистемных функций почв. Следует учитывать возможные процессы, переводящие большие запасы карбонатов в биотические циклы углерода, поскольку такие эффекты, хотя и обусловлены естественными геологическими процессами, хорошо известны в истории Земли, например, в период между плейстоценом и голоценом, когда из карбонатов было выделено достаточно большее количество углерода за короткий период и при этом (или в следствии) происходило глобальное потепление (Adams and Post, 1999).

Почвенные карбонаты (или почвенный неорганический углерод, SIC) можно разделить на два типа: литогенный или первичные карбонаты и педогенные карбонаты. Первичный карбонат сохраняет в почве от материнских пород. Педогенные карбонаты образуются при трансформации (растворение) литогенных карбонатов, обменивая их С на CO_2 , полученный из биологических источников (разложение органических веществ и корневое дыхание), и осаждаются как CaCO_3 в почве (Cerling, 1984; Nordt et al., 1996; Landi et al., 2003; Kuzyakov et al., 2006; Gocke et al., 2011). Карбонатные почвы в засушливых регионах рассматриваются как чистый поглотитель CO_2 (Lal and Kimble, 2000; Serrano-Ortiz et al., 2010), но по мере увеличения количества CO_2 в атмосфере эти почвы могут стать источником атмосферного CO_2 из-за снижения рН и повышенного увлажнения почвы. Модели изменения климата предсказывают более частые и сильные дожди в степных регионах, где преобладают карбонатные почвы. Изменение режима выпадения осадков может активизировать сельскохозяйственную деятельность в засушливых территориях, а изменение в землепользовании может привести к подкислению почв за счет добавления азотных удобрений, деятельности растений, выпаса скота. Не исключено, что карбонаты могут быть вовлечены в краткосрочные биологические циклы углерода гораздо более быстрыми темпами, чем ожидалось, что может привести к смещению равновесия CaCO_3 в сторону выброса CO_2 в атмосферу (Zamanian and Kuzyakov, 2019). Изучение механизмов изменения неорганического углерода в почве включая секвестрацию углерода не только дает ключ к пониманию динамики запасов углерода в почвах засушливых регионов, но также имеет большое значение для изучения глобального круговорота углерода. Актуально рассмотрение неорганического углерода почв в качестве дополнительного инструмента по смягчению последствий изменения климата и поддержания или увеличения поглощения углерода почвами. Дискуссионным и требующим дальнейшей разработки является вопрос о прогнозе поведения карбонатов в системе почва-атмосфера для различных сценариев глобального изменения климата. В его решении весьма информативным представляется ретроспективный анализ закономерностей вековой динамики запасов и профильного распределения педогенных карбонатов в связи с изменчивостью природных условий на протяжении исторического времени (последние несколько тысяч лет). Реакция степных экосистем юга Европейской части России на разномасштабные изменения климата в прошлом (плейстоцен – голоцен- настоящее время) может быть использована как основа для оценки тренда предстоящих перестроек в состоянии естественных и агро-ландшафтов степной зоны. К настоящему времени накоплен достаточный массив данных по изучению временной динамики карбонатов на примере палеопочв разновозрастных археологических памятников (курганов) и современных фоновых почв (за последние 5000 лет). Проведенные исследования позволили выявить направленность и масштабы изменчивости карбонатного резервуара верхней части профиля почв. На протяжении исторического времени он характеризовался довольно существенной динамикой, что должно было оказывать заметное влияние на концентрацию CO_2 в атмосфере. Количество педогенных карбонатов зависит прежде всего от климатических условий, т.е. от типа почв и, в меньшей степени, от возраста почв и содержания литогенных карбонатных обломков в материнской породе. Весьма актуальным направлением палеопочвенных исследований являются также глобальные реконструкции палео- CO_2 . В этих исследованиях важную роль также занимает исследование карбонатов палеопочв. Для понимания возможных будущих глобальных изменений климата, необходимо заглянуть как можно дальше в прошлое, в те времена в истории Земли, когда содержание CO_2 в атмосфере было существенно выше, чем сегодня. Преимущество палеопочвенных индикаторов заключается в том, что они не теряют чувствительность при высоком уровне концентраций CO_2 и могут использоваться на протяжении широкого временного интервала, включающего последние 400 миллионов лет.

ПАССИВНЫЙ ПУЛ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА ПОЧВ, ЕГО АНАЛИТИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ И СУДЬБА В ДИАГЕНЕЗЕ

Алексеева Т.В.

Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН, Пушкино,
e-mail: alekseeva@issp.serpukhov.su

По определению «пассивный (устойчивый, стабильный, инертный) пул органического вещества (ОВ) – это недоступное микроорганизмам по биохимическим характеристикам и(или) связанное минеральной частью почвы ОВ» (Семенов, Когут, 2015). В этот пул входит целый комплекс по природе своей разнородных компонентов: кутины, суберины, модифицированный лигнин, часть липидов, обугленные остатки, гумин, негидролизуемое комплексируемое ОВ, защищенное металлоорганическими связями и гидрофобными взаимодействиями, ОВ фракций тонкой пыли и глины, тяжелая денсиметрическая фракция, защищенное и инкапсулированное ОВ. По оценкам разных исследователей среднее время существования (MRT) ОВ этого пула составляет сотни-тысячи лет, его доля находится в пределах 39-52 % от общего содержания $C_{орг}$ (Семенов, Когут, 2015). В докладе будут представлены результаты экспериментальных исследований двух составляющих пассивного пула ОВ почв разного генезиса: негидролизуемого остатка (гумина) и ОВ илистой фракции.

Были обобщены результаты изучения группового состава гумуса 200 почв разного генезиса, представляющие разные климатические зоны и экосистемы. Показано, что доля негидролизуемого остатка (гумина) в них составила $50 \pm 15\%$ от общего содержания $C_{орг}$. Статистическая обработка данных выявила существование обратной зависимости между содержанием гумина и гуминовых кислот (ГК). При этом связь между содержанием гумина и фульвокислот (ФК) не обнаружена. Результаты свидетельствуют о существовании более тесных генетических взаимосвязей между гумином и ГК, чем между гумином и ФК. Обработка данных группового состава гумуса 129 образцов палеопочв голоцена и плейстоцена показала, что среднее содержание гумина в изученных палеопочвах составляет $54 \pm 21\%$ от $C_{орг}$, что сравнимо с его содержанием в современных (фоновых) почвах. Таким образом, можно предположить, что в палеопочвах гумин не накапливается, а подвержен минерализации и/или трансформации. Рассмотрение зависимостей внутри системы гуминовых веществ (ГВ) погребенных почв показало, что отклик на диагенез у разных компонентов ГВ разнится. Достоверно ($R = -0.83$) сохраняется обратно пропорциональная зависимость между содержанием гумина и ГК. Для пары гумин–ФК зависимость становится существенно более тесной ($R = -0.82$) по сравнению с современными почвами ($R = -0.34$). Все вышесказанное может свидетельствовать в пользу несинхронной (инконгруэнтной) потери $C_{орг}$ в диагенезе разными компонентами ГВ и позволяет предположить, что гумус палеопочв, скорее всего, не сохраняет свой исходный групповой состав. Таким образом, показано, что гумины – это динамичная фракция почвенного ОВ и ее отнесение к «пассивному» пулу вызывает вопросы. Сравнение данных ^{13}C ЯМР-спектроскопии, полученных для валовых образцов из горизонтов А почв различного генезиса (чернозем, вертисоль, серая лесная, желтозем, краснозем, бурая полупустынная) и их гуминов показало, что гумины, как правило, обогащены углеродом О-алкилов и ацетальных групп. ОВ гуминов характеризуется более низкой степенью гумификации (величина отношения алкилы/О-алкилы) по сравнению с ОВ валовых почв и составляет 0.45 ± 0.10 против 0.74 ± 0.16 . Фракция гумина в отличие от других фракций почвенного гумуса не однородна и объединяет, по крайней мере, две принципиально различные группы органических веществ: прочносвязанное ОВ в составе ОМК (негидролизуемое, будучи химически связанным) и слаборастворившиеся растительные остатки – устойчивые к гидролизу в силу своей природы.

Известно, что доля ОВ в составе илистой фракции почв составляет $88 \pm 11\%$ от $C_{орг}$ и еще больше – $93 \pm 9\%$ от $N_{орг}$. Эта часть ОВ почв представлена компонентами как растительного, так и микробного происхождения (Mikuta et al., 2010, 2019; Arachchige et al., 2018; Possinger et al., 2020). Оно является и самым «старым»: его возраст в почвах

голоцена превышает 1000 лет (Guggenberger, Haider, 2002; Chilom, Rice, 2009). Изучение ОВ илистой фракции ископаемых почв палеозоя показало, что его возраст может превышать 300 млн лет (Алексеева и др., 2009, 2010).

Было изучено ОВ А-горизонтов современных каштановых почв и их аналогов погребенных под курганными насыпями 600-5100 л.н. в Волгоградской области (n=13), а также их илистых фракций. Илистые фракции по сравнению с валовыми образцами обогащены $C_{орг}$ (в 1.4 раза) и $N_{орг}$ (в 2.3 раза). Как следствие, средняя величина отношения C/N илистой фракции составляет 8.4 против 13.2 для почв, что свидетельствует о повышенном сродстве к минеральным поверхностям микробиального, богатого азотом углерода. Сравнение данных ^{13}C ЯМР-спектроскопии ОВ для валовых образцов почв и илистых фракций показало, что последнее содержит больше углерода алкилов и углерода карбоксильных групп, характеризуется меньшей ароматичностью и большей степенью гумификации по сравнению с ОВ почв. В ходе погребения содержание $C_{орг}$ и $N_{орг}$ в валовых образцах сокращается в 2.0 и 2.5 раза соответственно, а в илистых фракциях – в 1.5 и 1.7 раза. Что говорит о динамичности этой фракции почвенного ОВ, которую традиционно относят к пассивному пулу. В условиях погребения отмечено утяжеление изотопного состава $\delta^{15}N_{орг}$ илистых фракций от 7.5 до 8.2‰, что косвенно подтверждает факт повышенного сродства более тяжелого микробиального азота.

Изученные погребенные каштановые почвы и их современные аналоги имеют сходный минеральный состав. Для выявления роли свойств минеральной составляющей в судьбе прочносвязанного ОВ: как долго, в каком количестве и качестве ОВ будет сохраняться, были изучены ископаемые палеопочвы (каменноугольный период, ~ 320 млн лет) с принципиально различным минеральным составом. Полученные результаты показали, что в палеогорских палеопочвах сохраняется алифатическое ОВ фульватного типа. В ископаемых почвах такого же возраста со смектитовым минеральным составом ОВ представлено преимущественно ароматическими структурами (т.е. углем).

Помимо пассивного пула ОВ почв существуют и другие природные формы устойчивого ОВ. В докладе будет дана краткая аналитическая характеристика керогена и шунгита. Изучен кероген из дельтовых отложений нижнего карбона Московского осадочного бассейна (т.н. лобатовые глины) (Кабанов и др. 2012). Отложения имеют монтмориллонитовый состав. 74% ОВ составляет гумин. Данные ^{13}C ЯМР-спектроскопии ОВ показали абсолютное преобладание С алкилов, что указывает на сапропелевую природу ОВ керогена. Шунгиты Карелии представляет собой древние (> 2 млрд л) глубокометаморфизованные породы богатые ОВ сапропелевой природы. Содержание $C_{орг}$ в изученном образце шунгита составило 32%, 99.6% которого представлено негидролизуемым остатком. В его минеральном составе содержатся кварц и иллит. По результатам ИК- и ^{13}C ЯМР спектроскопии ОВ в образце представлено ароматическими структурами. Более детальное изучение шунгита (Buseck et al., 1992) показало, что он содержит органические наноразмерные шарообразные образования – фуллерены C_{60} и C_{70} . Фуллерены – особая (третья) форма существования углерода, наряду с графитом и алмазом.

ОСОБЕННОСТИ ВЕРТИКАЛЬНОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ КОНЦЕНТРАЦИИ ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ НАД РОССИЙСКИМ СЕКТОРОМ АРКТИКИ КАК РЕЗУЛЬТАТ ВЗАИМОДЕЙСТВИЯ ОКЕАНА И АТМОСФЕРЫ

Антохина О.Ю., Антохин П.Н., Аршинова В.Г., Аршинов М.Ю., Белан Б.Д., Белан С.Б.,
Давыдов Д.К., Дудорова Н.В., Ивлев Г.А., Козлов А.В., Пестунов Д.А., Рассказчикова Т.М.,
Савкин Д.Е., Симоненков Д.В., Скляднева Т.К., Толмачев Г.Н., Фофонов А.В.

Институт оптики атмосферы им. В.Е. Зуева СО РАН, Томск, Россия

634055, Томск, пл. Академика Зуева, д.1

e-mail: bbd@iao.ru

По заключению Межправительственной группы экспертов по изменению климата (МГЭИК, ИРСС), глобальное потепление, обусловленное в основном изменением состава воздуха, продолжается. При этом есть районы на земном шаре, где температура воздуха растет быстрее, чем в остальных регионах планеты. К таким, в частности, относится Арктика. Результаты анализа последних лет показывают, что скорость роста температуры воздуха в регионе увеличилась до 4 раз. Вследствие этого возникают закономерные вопросы, как процесс потепления влияет на состав воздуха в Арктике и, наоборот, если состав изменяется, каким образом это отражается на потеплении в регионе. Ответить на эти вопросы, также как и наметить план мероприятий по сохранению уязвимой природы Арктики, можно только на основании данных измерений и анализа прямых и обратных связей между потеплением климата и изменением состава воздуха. Однако таких данных в Российском секторе Арктики крайне мало.

Для восполнения пробела в данных о вертикальном распределении газового и аэрозольного состава воздуха над Российским сектором Арктики в сентябре 2020 года на самолете-лаборатории Ту-134 «Оптик» впервые был проведен эксперимент по зондированию атмосферы и водной поверхности над акваториями всех морей Северного Ледовитого океана. Он проходил с 04 по 17 сентября 2020 года. В ходе его выполнения были измерены профили измеряемых величин от минимально допустимых высот до верхней тропосферы. Полеты выполнялись над всеми морями Российского сектора Арктики и прибрежными территориями. Минимальная высота над морем составляла 200 метров, над сушей – 500 метров. На трех высотах 200, 5000 и 9000 метров делались горизонтальные маршруты, в ходе которых отбирались пробы аэрозоля и исследовалась пространственная неоднородность в распределении газовых компонентов и метеорологических величин. В отличие от стандартных представлений, в настоящей работе, используются не вертикальные профили, а специально построенные разрезы.

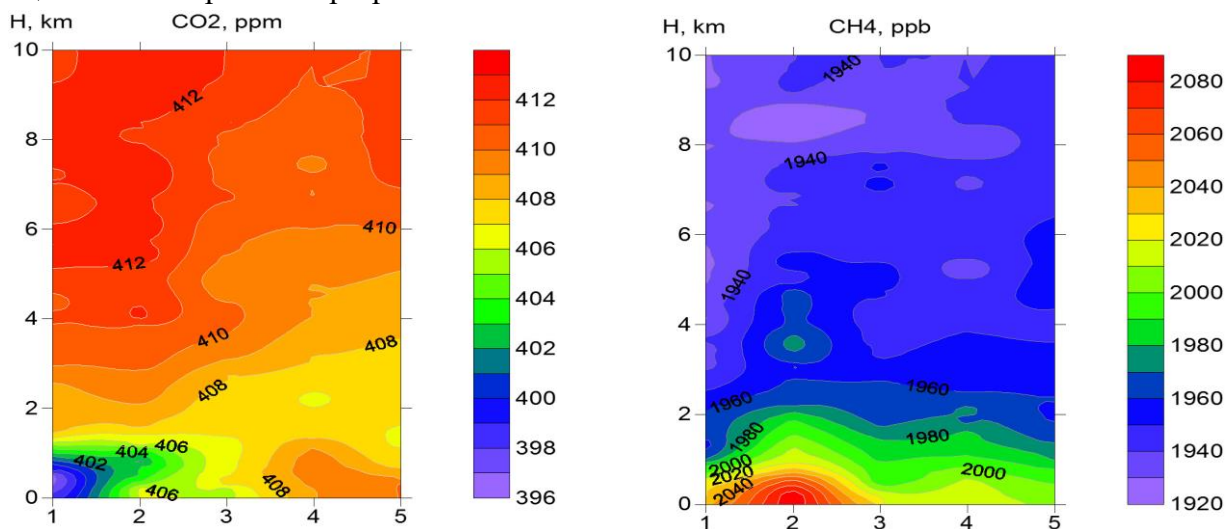


Рисунок 1 – Распределение углекислого газа и метана: 1 – Баренцево, 2 – Карское, 3 – море Лаптевых, 4 – Восточно-Сибирское, 5 – Чукотское

В таблице 1 собраны средние значения концентрации газов в приводном слое воздуха над всеми морями.

Согласно данным таблицы 1, минимальная концентрация CO_2 наблюдалась над Баренцевым морем (397 млн^{-1}), максимальная над Чукотским – 410 млн^{-1} . Уменьшение поглощения CO_2 океаном с запада на восток, на наш взгляд, можно объяснить следующим. Если океан ассимилирует углекислый газ путем растворения, то должна существовать отрицательная зависимость его поглощения от температуры воды, с одной стороны. С другой стороны, планктон, находящийся в верхнем слое океана, питается CO_2 . Скорость метаболизма для многих его видов положительно и нелинейно зависит от температуры воды.

Таблица 1.

Средние характеристики концентрации газов над Арктическими морями на высоте 200 метров

Концентрация	Баренцево	Карское	Лаптевых	Восточно Сибирское	Чукотское
CO ₂ , млн ⁻¹	397	406	408	409	410
CH ₄ , млрд ⁻¹	2030	2091	2022	2015	2005
CO, млрд ⁻¹	89	108	108	105	98
O ₃ , млрд ⁻¹	20	16	23	24	24
NO, млрд ⁻¹	0.07	0.05	0.05	0.05	0.03
NO ₂ , млрд ⁻¹	0.62	0.37	0.14	0.21	0.21
SO ₂ , млрд ⁻¹	0.53	0.40	0.36	0.41	0.38
T воды, °C	11	8	7	5	4

Из таблицы 1 видно, что чем выше температура воды, тем ниже концентрация CO₂ в воздухе. Следовательно, тем больше CO₂ поглотил океан. Таким образом, для морей Российского Арктического сектора преобладающим процессом в период эксперимента являлась ассимиляция углекислого газа микроорганизмами, находящимися в верхнем слое океана.

Рисунок 1 показывает, что концентрация метана в пограничном слое (2040 млрд⁻¹) существенно выше, чем в свободной атмосфере (1940 млрд⁻¹). При этом, при общей тенденции уменьшения содержания с запада на восток (рис. 1, табл. 1), выделяется Карское море, где наблюдается его всплеск. Это отчасти подтверждает результаты ранее выполненных работ о повышенной концентрации метана над Баренцевым и Карским морем. Однако, проведенный нами ранее анализ показал, что в данном случае наблюдался перенос CH₄ с материка на акваторию океана.

Концентрации остальных газовых компонентов над морскими акваториями Российского сектора Арктики оказались по величине очень низкими, которые характерны для фоновых районов.

Работа выполнена в рамках реализации важнейшего инновационного проекта государственного значения (ВИП ГЗ) «Разработка системы наземного и дистанционного мониторинга пулов углерода и потоков парниковых газов на территории Российской Федерации, обеспечение создания системы учета данных о потоках климатически активных веществ и бюджета углерода в лесах и других наземных экологических системах» (рег. №123030300031-6).

ВЛИЯНИЕ ТИПА ЗЕМЛЕПОЛЬЗОВАНИЯ НА БИОЭНЕРГЕТИЧЕСКИЙ СТАТУС ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА ПОЧВ

Арбузова Е.А.*, Упорова М.А., Филимоненко Е.А.

Тюменский государственный университет, ул. Володарского, 6, Тюменская обл., Тюмень, 625003 Россия.

*e-mail: arbuzova.ea@yandex.ru

Стабильность почвенного органического вещества (ПОВ) определяется энергетической выгодой для микроорганизмов при его разложении, то есть отношением высвобождаемой энергии в результате минерализации ПОВ к величине энергетического барьера на пути его разложения (Williams and Plante, 2018; Henneron et al., 2022; Gunina and Kuzyakov, 2022). Изменение типа землепользования приводит к потерям или накоплению в почве органического вещества, влияя на его качество, стабильность и биоэнергетические свойства. Целью нашего исследования было сравнить биоэнергетический статус и

устойчивость к микробному разложению органического вещества почв пашни, залежи и луговой степи.

Территория исследования находится в Исктимском районе Новосибирской области. На участках каждого из трех изучаемых типов землепользования были отобраны почвы (*Luvic Greyzemic Protocalcic Chernozem*) в трех полевых повторностях. Отбор и подготовка почв, их элементный анализ на содержания $C_{орг}$ и $N_{общ}$, определение скорости базального дыхания (БД) выполнены сотрудниками ИФХиБПП РАН и ИПА СО РАН (Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Мальцева А.Н.).

Для оценки биоэнергетического статуса ПОВ определяли содержание в нем энергии на единицу органического вещества и энергию активации с помощью термического анализа почв, выполненного на приборе TGA/DSC 3+ (Mettler Toledo) в лаборатории почвоведения и изотопной биогеохимии Тюменского государственного университета. Образец почвы массой 35-50 мг, предварительно выдержанный в эксикаторе в течение двух недель при влажности воздуха 76%, нагревался с 30 до 600 °С в корундовом тигле со скоростью 5 °С в минуту. По степени устойчивости ПОВ к разрушению по мере нагревания в его составе выделили три пула: термически лабильный (разрушается при 200-370 °С), стабильный (370-440 °С) и сверхстабильный (440-520 °С). Энергию активации термического разрушения (E_A) для всего континуума ПОВ и отдельных термических пулов рассчитывали по методу Коутса-Редферна. Содержание энергии на единицу ПОВ (ED) определяли путем интегрирования количества выделяющегося тепла при разрушении ПОВ (200-520 °С) и его деления на величину термических потерь из почвы в данном температурном диапазоне.

Содержание $C_{орг}$ и $N_{общ}$ в почвах пашни составляет $33 \pm 2,9$ г С/кг почвы и $2,7 \pm 0,2$ г N/кг почвы, что в 1,2-1,4 раза ниже, чем в почвах залежи и луговой степи (табл. 1). Термически лабильный пул составляет наибольшую долю ПОВ – $68 \pm 0,33\%$. На доли стабильного и сверхстабильного ПОВ приходится в среднем по 16%. Содержание органического вещества в почвах увеличивается в ряду пашня – залежь – луговая степь. В почвах залежи происходит накопление органического вещества при постагрогенном восстановлении растительного покрова и поступлении в почву нового органического вещества с надземным и подземным опадом и ризодепозицией (Pausch and Kuzyakov, 2018; Zhou et al., 2020). Накопление в почве термически лабильного органического вещества происходит быстрее, чем стабильного и сверхстабильного, что увеличивает его долю в составе ПОВ залежи на 1,4 % по сравнению с пашней.

Таблица 1.

Содержание органического вещества в почвах и его биоэнергетические характеристики

Параметры	Ед. изм.	Пашня	Залежь	Луговая степь
$C_{орг}$	г С/кг почвы	$33 \pm 2,9$	$38 \pm 1,9$	$46 \pm 3,5$
термически лабильное ПОВ	мг ПОВ/г почвы	$48 \pm 2,3$	$51 \pm 2,3$	$61 \pm 3,9$
	доля в составе ПОВ, %	$67 \pm 0,4$	$68 \pm 0,6$	$69 \pm 0,7$
термически стабильное ПОВ	мг ПОВ/г почвы	$11 \pm 0,4$	$12 \pm 0,3$	$14 \pm 0,6$
	доля в составе ПОВ, %	$16 \pm 0,1$	$16 \pm 0,1$	$15 \pm 0,1$
термически сверхстабильное ПОВ	мг ПОВ/г почвы	$12 \pm 0,4$	$12 \pm 0,2$	$14 \pm 0,5$
	доля в составе ПОВ, %	$17 \pm 0,3$	$16 \pm 0,4$	$16 \pm 0,4$
ED	кДж/моль	243 ± 4	247 ± 3	228 ± 2
E_A	кДж/моль	$98 \pm 0,2$	$96 \pm 1,0$	$99 \pm 0,5$
БД/ $C_{орг}$	мг С/г $C_{орг}$ в сут	$0,50 \pm 0,05$	$0,57 \pm 0,08$	$0,66 \pm 0,09$

Энергия, приходящаяся на единицу ПОВ, в залежи выше на 4,9 кДж/моль по сравнению с почвой пашни. Это обусловлено активным восстановлением экосистемы после

распашки. Рост содержания энергии на единицу ПОВ отражает увеличение количества доступной энергии, которую микробное сообщество может получить в результате минерализации ПОВ. При смене типа землепользования с пахотного на залежный увеличение ED сопряжено со снижением энергетического барьера на пути минерализации ПОВ, оцениваемого по величине E_A . Энергия активации термического разрушения ПОВ в залежных почвах на 3 кДж/моль ниже по сравнению с почвой пашни. Экосистема луговой степи характеризуется устойчивым равновесным состоянием и, как следствие, сбалансированностью материальных и энергетических потоков. Экологическое равновесие подразумевает относительную стабильность биологических процессов в экосистеме, в связи с чем E_A термического разрушения органического вещества в луговых почвах на 0,8-3,5 кДж/моль выше, чем в пахотных и залежных, а ED снижена на 15-20 кДж/моль.

Микробное сообщество предпочитает органическое вещество с наименьшим энергетическим барьером на пути его минерализации, даже если оно содержит меньшее количество энергии для роста и метаболизма, чем ПОВ с высоким содержанием энергии, но и с высоким энергетическим барьером. Соотношение получаемой энергии и энергетических инвестиций на преодоление энергетического барьера микроорганизмами при минерализации органического вещества характеризуется коэффициентом ROI и отражает биоэнергетическую стабильность ПОВ (An et al., 2023; Williams and Plante, 2018). Органическое вещество залежной почвы наиболее «выгодное» для минерализации микроорганизмами, так как характеризуется наибольшим среди всех изучаемых типов землепользования значением ROI – $2,6 \pm 0,03$. Для органического вещества пашни ROI составляет $2,5 \pm 0,04$, что характеризует ПОВ пашни как более трудно минерализуемое по сравнению с ПОВ залежи. Среди рассматриваемых типов землепользования органическое вещество почвы луговой степи имеет минимальное значение ROI – $2,3 \pm 0,03$.

Повышение устойчивости ПОВ к микробной минерализации отражается в снижении удельной скорости базального дыхания ($БД/С_{орг}$). Отношение $БД/С_{орг}$ наиболее высокое в почвах луговой степи – $0,66 \pm 0,09$ мг С/г $С_{орг}$ в сут. В залежных почвах $БД/С_{орг}$ на 13% выше относительно пашни, где $БД/С_{орг}$ составляет $0,50 \pm 0,05$ мкг С/г почвы в сут. Рост удельной скорости базального дыхания в почвах залежи происходит за счёт снижения энергетического барьера на пути микробного разложения ПОВ и поступления легкодоступной энергии с лабильным органическим веществом, что сопровождается уменьшением параметра E_A и увеличением ED.

Таким образом, снижение биоэнергетической стабильности органического вещества, то есть повышение содержания энергии на единицу ПОВ и снижение энергии активации его термического разрушения, в залежных почвах относительно пахотных сопряжено со снижением устойчивости ПОВ к микробной минерализации, оценённой по удельной скорости базального дыхания.

Исследование выполнено при поддержке Российского научного фонда (проект № 23-24-00370 «Термические свойства почв как индикатор стабильности почвенного органического вещества», <https://rscf.ru/project/23-24-00370/>).

ОЦЕНКА ЭМИССИИ И СТОКА ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ ДЛЯ ПОЧВЫ ЛУГОВОЙ ЭКОСИСТЕМЫ ЮЖНОЙ ТАЙГИ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ И ЕЕ ВКЛАДА В ИХ ОБЩИЙ ПОТОК ПО ДАННЫМ НАБЛЮДЕНИЙ 2023 ГОДА

Аршинов М.Ю.*, Белан Б.Д., Давыдов Д.К., Козлов А.В., Фофонов А.В.

Институт оптики атмосферы им. В.Е. Зуева СО РАН, Томск, Россия

634055, Томск, пл. Академика Зуева, д.1

*e-mail: bbd@iao.ru

Одной из основных проблем, вставших перед человечеством в последние десятилетия, является продолжающееся глобальное потепление климата. По заключению МГЭИК причиной этого процесса является увеличение концентрации парниковых газов в атмосфере и вызываемый ими дополнительный приток тепла в атмосферу. В первую очередь это касается углекислого газа (CO_2), метана (CH_4) и закиси азота (N_2O), рост содержания которых в воздухе также продолжается. Несмотря на большой прогресс в исследовании пространственно-временной изменчивости содержания перечисленных газов на планете, в оценках их баланса все еще сохраняются значительные неопределенности. Это означает, что не все их источники поступления и процессы стока учтены корректно. В общем балансе углекислого газа, метана и закиси азота в воздухе важнейшую роль играет обмен ими между атмосферой и почвой. Причем почва может являться как источником, так и стоком для данных компонентов воздуха. Для оценки мощности эмиссии или стока в естественных условиях измерения проводятся в удаленных (фоновых) районах, где антропогенное влияние на них минимально. Для этого, как правило, используются методы вихревой ковариации (eddy covariance), градиентные или камерные. Настоящая работа посвящена исследованию потоков CO_2 , CH_4 и N_2O и оценке их составляющих в одном из фоновых районов Томской области – обсерватории «Фоновая».

Измерения потоков парниковых газов осуществлялись на участке с луговой экосистемой на территории обсерватории «Фоновая», расположенной на восточном берегу реки Обь, в 60 км к западу от Томска. Она имеет координаты $56^\circ 25' 07''$ с.ш., $84^\circ 04' 27''$ в.д. Высота над уровнем моря 139 м. Обсерватория окружена типичными для области однотипными лесными массивами и характеризуется условиями, типичными для лесов южной тайги Западной Сибири. Крупные промышленные объекты вблизи обсерватории отсутствуют. Для измерения потоков парниковых газов между почвой и атмосферой в течение вегетационного сезона использовался комплекс, состоящий из газоанализатора $\text{N}_2\text{O}/\text{CH}_4/\text{CO}_2/\text{NH}_3/\text{H}_2\text{O}$ Picarro G2508 и автоматической системы статических камер (непрозрачной и прозрачной), разработанных в ИОА СО РАН. В августе 2023 года в обсерватории «Фоновая» на участке почвы площадью 1 м^2 , с которого предварительно удалили всю растительность, была дополнительно установлена вторая прозрачная камера. Это позволило измерять дыхание (эмиссию CO_2) только почвенных микроорганизмов. Мониторинг потоков газов был начат в обсерватории в 2023 году в первых числах мая и закончен в середине октября.

Проведенный анализ потоков парниковых газов в обсерватории «Фоновая» в 2023 году показал, что имелось несколько аномалий, по сравнению с их динамикой, наблюдавшейся в предыдущие годы.

По-прежнему продолжался сток углекислого газа и метана из атмосферы. Наиболее сильным сток CO_2 был в июне, затем резко уменьшился почти до нуля. И такое его значение сохранялось до конца вегетационного сезона. Причем, уменьшение поглощения диоксида углерода и метана началось раньше, чем уменьшилась вегетационная активность растительности. У метана в 2023 году отрицательные потоки (сток) были наибольшими по абсолютной величине по сравнению с предыдущими годами. У N_2O сами потоки являются небольшими по величине, в июне они возрастали до максимальных значений, а затем медленно уменьшались до конца вегетационного сезона. По сравнению с предыдущими годами они были чуть меньше среднесуточных значений.

Среднесуточные значения показали, что устойчивый сток углекислого газа из атмосферы наблюдался в период с мая до середины августа. В этот же период усиливалось и дыхание луговой экосистемы. Основной период стока метана совпадает с таким же для CO_2 . Поток закиси азота колебался вблизи нуля, а его среднесуточные вариации укладывались в коридор $\approx \pm 0,02 \text{ мг м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$.

В 2023 году имелись особенности и в суточном ходе потоков парниковых газов. Так, для CO_2 в темной камере в течение всего вегетационного сезона характерно наличие утреннего минимума вблизи 06-08 часов и широкого дневного максимума с 10 до 20 часов. У

метана в дневное время усиливается сток. Закись азота демонстрировала случайный характер изменения потоков в течение суток. В микробном дыхании почвы для углекислого газа неожиданно было зафиксировано наличие вечернего или ночного максимума и минимума в дневное время. Пока трудно объяснить такой суточный ход. У CH_4 и N_2O наблюдался почти нейтральный суточный ход.

Анализ взаимосвязи величины удельных потоков парниковых газов и температуры почвы показал, что в прозрачной камере имеется небольшая отрицательная тенденция с ростом температуры к уменьшению стока CO_2 . При этом имеется нелинейная зависимость увеличения дыхания луговой экосистемы (ER) в целом и микробного дыхания почвы (MR) в частности. Для метана были получены отрицательные линейные зависимости во всех трех камерах, то есть рост температуры почвы усиливает его поглощение луговой экосистемой. Для N_2O были выявлены очень слабые положительные зависимости в прозрачных камерах с растительностью и без нее. С ростом температуры почвы незначительно увеличивается эмиссия закиси азота с поверхности почвы. В темной камере фактически наблюдается нейтральный ход.

Оценки вкладов эмиссии CO_2 показывает, что в среднем за сутки микробное дыхание (MR) почвы может вносить от 51,4% до 63,0% в общее дыхание экосистемы (ER). В дневное время, из-за усиления дыхания растительности, вклад MR уменьшается. Ночью, наоборот, вклад MR повышается. Вклад поглощения метана почвой, обусловленного диффузией и свободной метанотрофией, в среднем за сутки изменяется от 6,8% до 43,8%. Его величина становится меньше в дневное время и увеличивается в ночное. Вклад почвы с удаленной растительностью в общую эмиссию N_2O может составлять от 51,6 до 80,7%. Важно подчеркнуть, что приведенные здесь данные следует рассматривать как предварительные. Они не охватывают весь сезон и получены только для одного года.

Работа выполнена в рамках реализации важнейшего инновационного проекта государственного значения (ВИП ГЗ) «Разработка системы наземного и дистанционного мониторинга пулов углерода и потоков парниковых газов на территории Российской Федерации, обеспечение создания системы учета данных о потоках климатически активных веществ и бюджета углерода в лесах и других наземных экологических системах» (рег. №123030300031-6).

ОЦЕНКИ ЭМИССИИ И СТОКА ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ НА ИКСИНСКОМ БОЛОТЕ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

Аршинов М.Ю.^{1*}, Белан Б.Д.¹, Давыдов Д.К.¹, Козлов А.В.¹, Максюттов Ш.Ш.², Мачида Т.²,
Плотников А.А.¹, Сасакава М.², Фофонов А.В.¹

¹Институт оптики атмосферы им. В.Е. Зуева СО РАН, Томск, Россия

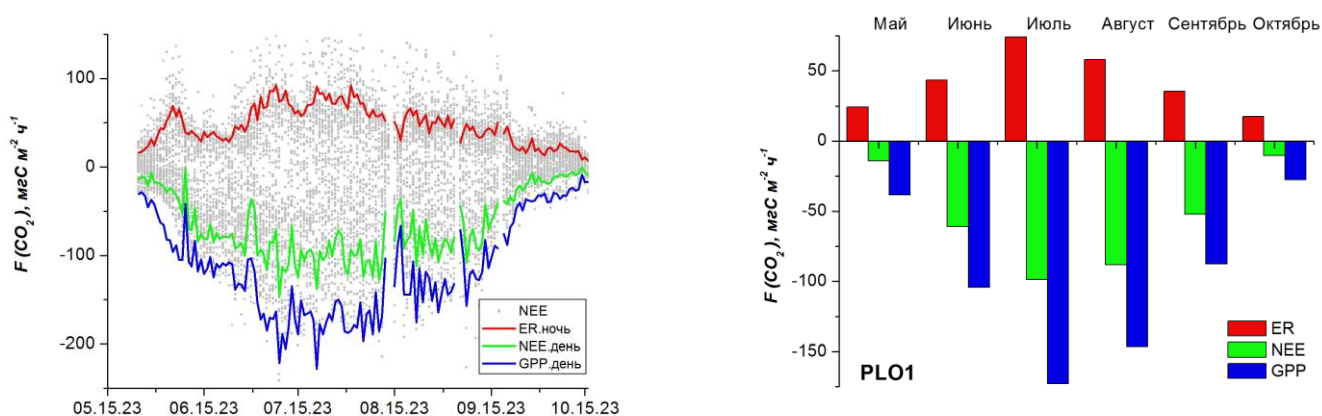
²Национальный институт исследования окружающей среды, Цукуба, Япония
634055, Томск, пл. Академика Зуева, д.1

*e-mail: bbd@iao.ru

Продолжающееся глобальное потепление климата является одним из основных вызовов, стоящих перед человечеством в настоящее время. Оно затрагивает все стороны его существования, начиная от комфортной среды проживания человека до возможности катастрофического исчезновения жизни на Земле. Несмотря на предпринимаемые усилия, рост температуры воздуха на планете продолжается. И как следует из последнего доклада Международной группы экспертов по изменению климата ООН (МГЭИК), основной вклад в этот процесс вносит увеличивающаяся в атмосфере концентрация парниковых газов. Россия является пятым по величине эмиттером парниковых газов в мире. Однако информации о выбросах в экосистемах и имеющихся стоках крайне недостаточно. Данные же измерений показывают, что в многолетнем ходе наблюдается рост концентрации, как в приземном слое

воздуха, так и в свободной атмосфере на территории государства. Целью данной работы является исследование потоков парниковых газов на одном из болот Западной Сибири.

а)



б)

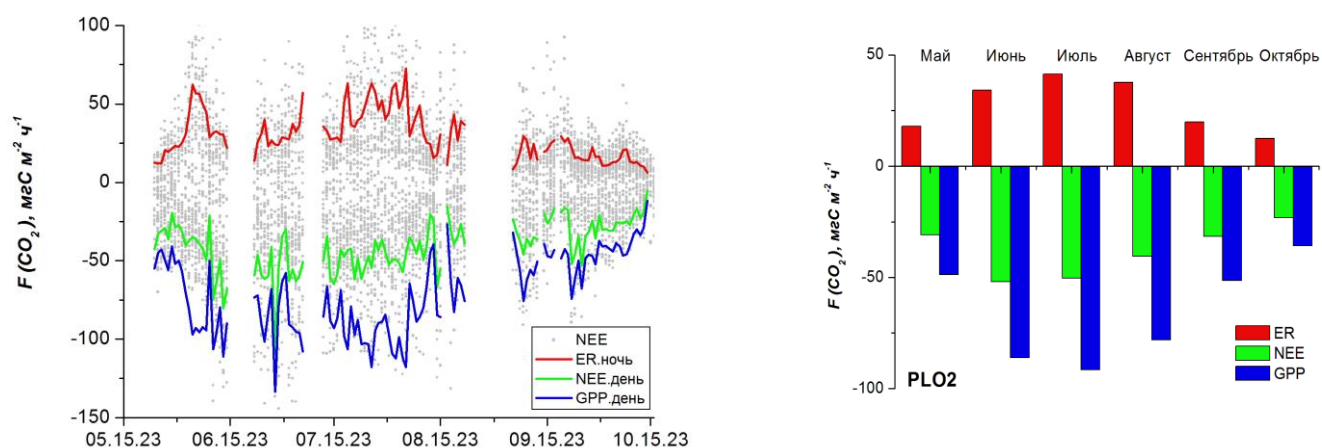


Рисунок 1 – Среднесуточные значения составляющих углеродного обмена GPP – NEE – ER и их сезонный ход по результатам измерений (май–сентябрь 2023 г.): а – болотный комплекс «Е» (PLO1); б – болотный комплекс «О» (PLO2)

Для оценки газового обмена между подстилающей поверхностью и атмосферой были организованы две измерительные площадки: на двух участках Иксинского болота (стационар ИПА СО РАН в районе пос. Плотниково, Бакчарский р-н, Томская обл.). Первая болотная площадка «Е» ($56^{\circ}51'18''\text{с.ш.}$, $82^{\circ}50'56''\text{в.д.}$) представляет собой автоматизированный измерительный комплекс «FluxNIES»: 6 прозрачных камер которого размещены на различных участках открытой осоково-сфагнуовой топи. Вторая болотная площадка «О» ($56^{\circ}48'52''\text{с.ш.}$, $82^{\circ}51'12''\text{в.д.}$) находится в 5 км южнее площадки «Е» и также представляет собой автоматизированный измерительный комплекс «FluxNIES»: 6 прозрачных камер которого расположены в грядово-мочажинно-озерковой болотной экосистеме. Одна из камер размещена на поверхности небольшого озера, что предоставляет уникальную возможность отслеживать динамику газовых потоков на границе «вода – атмосфера». Поскольку на измерительных комплексах стационара «Плотниково» используются только прозрачные камеры, т.е. измеряется лишь одна составляющая углеродного обмена (NEE). В этом случае,

приблизительные значения ER могут быть получены из ночных измерений газовых потоков (ER = NEE).

На рисунках 1а и 1б приведены среднесуточные значения GPP – NEE – ER для болотных комплексов стационара «Плотниково» по результатам пересчета составляющих углеродного обмена, усредненные по болотным измерительным площадкам «Е» и «О». Здесь же приведен сезонный ход GPP – NEE – ER для соответствующих исследуемых экосистем.

Из рисунка видно, что оба болотных комплекса в течение всего вегетационного сезона являются источником метана и стоком углекислого газа. Максимум эмиссии CH₄, также как и ассимиляции CO₂ наблюдается в июле. Величина потоков больше на комплексе Е, чем на – О.

Работа выполнена в рамках реализации важнейшего инновационного проекта государственного значения (ВИП ГЗ) «Разработка системы наземного и дистанционного мониторинга пулов углерода и потоков парниковых газов на территории Российской Федерации, обеспечение создания системы учета данных о потоках климатически активных веществ и бюджета углерода в лесах и других наземных экологических системах» (рег. №123030300031-6).

КУЛЬТУРНЫЕ СЛОИ ГОРОДИЩ РАННЕГО ЖЕЛЕЗНОГО ВЕКА – ДОЛГОВРЕМЕННЫЕ ГЕОХИМИЧЕСКИЕ АРХИВЫ

Бобровский М.В.^{1*}, Смирнов А.Л.², Ханина Л.Г.³, Куприянов Д.А.², Данилевская В.И.²,
Добровольская М.В.²

¹Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН – обособленное подразделение ФИЦ ПНЦБИ Российской Академии наук, 142290, Россия, г. Пущино, ул.

Институтская, д. 2

²Институт археологии РАН, 117292, г. Москва, ул. Дм. Ульянова, д. 19

³Институт математических проблем биологии РАН - филиал Института прикладной математики им. М.В. Келдыша Российской академии наук, 142290, Россия, г. Пущино, ул.

Проф. Виткевича, д. 1

*e-mail: maxim.bobrovsky@gmail.com

Исследование культурных слоев (КС) археологических памятников служит пониманию истории древнего хозяйства, а также позволяет оценить особенности долговременной биогеохимической аккумуляции элементов. Исследования последних лет в верховьях Волги и Западной Двины выявили обширную сеть городищ с культурными слоями значительной мощности (Смирнов и др., 2021). Параметры культурных слоев позволяют отнести их к категории археологических Dark Earth – слабо стратифицированных темноцветных почв, богатых древесным углем и другими антропогенными включениями [8]. Анализ археологических находок и результаты радиоуглеродного датирования углей из культурных слоев показали, что памятники относятся преимущественно к раннему железному веку (Bobrovsky et al., 2023; Смирнов и др., 2023). Задача данной работы – применение геохимических методов для выявления особенностей хозяйственной деятельности на городищах.

Полевые исследования проводили на территории северной части Пеновского района Тверской области. На территории района преобладают еловые и сосновые леса на дерново-подзолах, дерново-подбурах, подзолах, подбурах на водно-ледниковых отложениях с выходами морены. На участках 9 городищ проведено слабо нарушающее культурный слой бурение с помощью почвенного бура Эдельмана с шагом 15-20 см. Глубина бурения определялась глубиной КС (до границы слоя плюс один образец), составила от 40 до 160 см. Также отобраны образцы из КС селища Заборовка и восьми разрезов фоновых почв.

Общее содержание углерода, азота в образцах почвы измерено на CHNS-анализаторе. Элементный анализ образцов выполнен рентгенофлуоресцентным методом (РФА) на анализаторе X-MET 8000 в ЦКП Института археологии РАН. Определены концентрации для 21 элемента в 177 образцах. Для детального исследования переменных был рассчитан v -критерий, статистика которого следует нормальному распределению и считается как отношение разности между групповым и общим средним к ошибке этой разности (Husson et al., 2017). Для анализа элементного состава КС и почв применяли метод анализа главных компонент (РСА). Расчеты были выполнены в среде R с привлечением пакета FactoMineR (Le et al., 2008).

Рентгенофлуоресцентный анализ позволил оценить концентрацию 21 элемента в образцах из КС городищ и фоновых почв. Результаты анализа главных компонент в данных по химическому составу КС городищ и v -критерия позволили определить достоверно высокие концентрации элементов в КС различных городищ, а также выделить группы индикаторных элементов. Группа N-P-S – «органическая», вероятно, маркирует в качестве источника большие объемы органического вещества. Источником этих элементов в КС могли быть как продукты горения древесины, так и другие органические вещества. «Группа железа» Fe-Cu-Zn-Mn-Co включает часто встречающиеся металлы, концентрации которых в КС могут во много раз превышать фоновые. К ней же тяготеет углерод (C). Мы предполагаем, что высокие концентрации элементов этой группы характерны для городищ, связанных с металлопроизводством. Высокие концентрации углерода в данном случае могут быть связаны с высокими концентрациями углей, полученных в результате сжигания древесины при производстве металлов (Бобровский и др., 2023). Менее монолитная группа металлов – Nb-Mg-Zr, в некоторых вариантах ординации также Ni, Mo, Pb. Элементы Nb, Co, Ni и Mg объединяет то, что они отсутствуют в фоновых почвах и встречаются только на некоторых площадках городищ, являясь дополнительным индикатором антропогенной деятельности, но не обязательно металлопроизводства.

По концентрациям групп элементов исследованные городища разделили на три основных группы. Городища-поселения по свойствам КС наиболее близки к гумусовым горизонтам фоновых почв. Большое богатство КС, по сравнению с фоновыми почвами, определяется поступлением бытовых отходов. При этом свойства КС слоев отличаются не только от фоновых почв, но и от КС селища Заборовка содержанием большего числа элементов, однако их концентрации невелики. В группе преобладают городища с наиболее светлой окраской КС, его мощностью от минимальной до средней.

Городища – металлургические центры отличает от остальных высокое содержание в КС элементов – индикаторов производства железа. Вместе с тем, для них характерны максимальные концентрации наибольшего числа элементов. Высокое богатство КС этих городищ определяется максимальными концентрациями C, Ca при значительном содержании P; такое сочетание элементов допускает, что их существенным источником были продукты сжигания древесины (например, в ходе металлургического производства). Для этих городищ характерна максимально темная, практически черная окраска КС; мощности КС от средних до максимальных.

Городища с наибольшими концентрациями фосфора вместе с высоким содержанием S, N. Такое сочетание элементов позволяет предположить, что основным источником богатства КС был навоз или иные фекалии, возможно в сочетании с другими органическими отходами. Для этих городищ характерны насыщенная, но не самая темная окраска КС, его средняя мощность.

Выделяя группы городищ по особенностям их функционирования, мы ориентировались только на свойства темного КС, собственно Dark Earth. Нельзя исключать, что КС некоторых городищ имеет многослойное строение и их функции могли изменяться по ходу существования.

Таким образом, результаты анализа состава культурных слоев городищ показывают как различия в источниках формирования культурных слоев – археологических Dark Earth, –

так и возможности долговременного (более 2000 лет) депонирования большого числа элементов на исходно песчаной матрице. При этом содержание С в культурных слоях городищ в 3–4 раза выше, чем в фоновых почвах.

Исследования поддержаны ГЗ 122040500037-6, 122011200264-9, FFMN-2025-0024.

О ВЛИЯНИИ ЛЕСОВ И ПОЛЕВЫХ КУЛЬТУР НА БАЛАНС CO₂ В АТМОСФЕРЕ

Булаткин Г.А.

Институт фундаментальных проблем биологии РАН, 142290, Пущино Московской обл., ул.

Институтская, 2.

e-mail: genbulatkin@yandex.ru

Сформулирована оригинальная методология и разработана новая методика оценки баланса С-CO₂ в растительных сообществах. Методика включает не только учёт поглощения С-CO₂ при вегетации насаждений, но и процессы, происходящие при использовании полученной биомассы лесов и полевых агроэкосистем. В Парижском соглашении по климату лесным насаждениям отводится основная роль в снижении содержания CO₂ в атмосфере. Общепринятый расчёт потоков CO₂ в лесах приводит к выводу, что с увеличением площади посадок и их продуктивности резко возрастает сток углекислого газа из атмосферы. Однако комплексное рассмотрение фотосинтеза лесов и судьбы древесины во времени приводит к иным выводам. Разработанная многоступенчатая методика расчёта баланса С-CO₂ при выращивании лесов и использовании древесины включает:

1) Биоценотический баланс (за период 30-120 лет выращивания в зависимости от срока рубки главного пользования). 2) Хозяйственный баланс (с момента основной рубки леса до завершения службы деревянных сооружений). 3) Общий биогеохимический баланс С-CO₂, связанный с выращиванием древесных насаждений, использованием древесины и завершающийся поступлением остатков органического вещества в земную кору, в аккумулятивные ландшафты.

Действительно, при многолетнем вегетации деревьев в процессе фотосинтеза из атмосферы поглощается огромное количество углекислого газа, в десятки раз превосходящее выбросы CO₂ за счёт затрат технической энергии при выращивании леса. В дальнейшем, при использовании древесины, происходит обратный процесс: разложение древесины и выделения CO₂ в атмосферу. Многолетний круговорот С-CO₂ в системе: атмосфера → зелёные растения → деловая древесина → антропогенные постройки и изделия из древесины → труха → атмосфера завершается с небольшим стоком, несмотря на большое первоначальное накопление углерода в биомассе лесов, которое приводит только к временному изъятию CO₂ (до 100-150 лет) из атмосферы. Только небольшая часть – 0,8-1,0% синтезированного растениями органического вещества поступает в большой геологический круговорот и на миллионы лет консервируется (Ковда, 1973, Алпатьев, 1983).

Основным способом влияния леса на сток CO₂ из атмосферы является так называемый «эффект замещения» – замена древесиной части углеводов при отоплении и производстве электроэнергии, замещение энергоёмких строительных материалов: железобетона, кирпича, металла, при изготовлении которых тратятся огромные ресурсы ископаемой энергии и выбрасываются в атмосферу соответствующие объёмы CO₂. Однако дополнительная посадка леса на новых площадях важна, так как способствует, во-первых, поглощению и консервации CO₂ на срок вегетации деревьев (что имеет существенное значение в уменьшении содержания этого парникового газа в атмосфере в краткосрочном плане) и, во-вторых, в дальнейшем снижает поступление CO₂ в атмосферу при замещении древесиной энергоёмких материалов и ископаемых углеводов.

В настоящее время оптимизацию баланса CO₂ в атмосфере предлагается проводить также с помощью введения пограничного корректирующего углеродного механизма в

рамках «Европейского зелёного курса» (2019) путём штрафов за сверхнормативные выбросы при производстве энергоёмкой продукции. В перспективе может быть обозначена более широкая номенклатура экспорта, включая сельскохозяйственные товары, и использования жёстких углеродных стандартов, штрафов, квот и установления торговых барьеров для продукции с высоким углеродным (карбоновым) следом (Иванов и др., 2021).

Для детального анализа баланса CO₂ в агроэкосистемах и расчёта карбонового следа полевых культур нами разработана многоуровневая модель. Введено понятие «итоговый карбоновый след», который включает как прямые выбросы CO₂ в поле (аналогичны SCOPE 1, SCOPE 2), окисление гумуса почв, так и косвенные выбросы: поступление CO₂ в атмосферу при производстве минеральных удобрений на заводах и их транспортировке до хозяйства, производстве и капитальном ремонте сельскохозяйственной техники, автомашин. Рассчитать косвенные выбросы углекислого газа от техники можно через затраты технической энергии на производство сельскохозяйственных машин, автотранспорта и их амортизацию.

Амортизация овеществлённых затрат энергии при работе каждого агрегата за смену проводится с учётом средней годовой загрузки техники (в часах) и срока службы по формуле

$$\frac{Бп + \sum K_p}{T * C}$$

(Булаткин, 2008): $A_c = \frac{Бп + \sum K_p}{T * C}$, где A_c – сменная (7 ч) норма амортизации (МДж), $Бп$ – первоначальные затраты энергоресурсов на производство техники на заводах (МДж), K_p – сумма затрат энергии на капитальный и текущий ремонт за весь срок службы техники (МДж), T – амортизационный срок службы (лет), C – примерная годовая загрузка техники (смена по 7 ч). На основании данных по амортизации изготовления и ремонта можно

$$\frac{A_c * 3,0}{29,3}$$

рассчитать косвенные выбросы CO₂ в атмосферу при работе по формуле: $CO_2 = \frac{A_c * 3,0}{29,3}$, где CO_2 – косвенные выбросы углекислого газа в атмосферу на 7 ч работы машины, кг, A_c – сменная норма амортизации машин (МДж), 3,0 – обобщённый эквивалент (выбросы CO₂ на 1 кг условного топлива, 29,3 – перевод энергии (МДж) в кг условного топлива.

На примере севооборота в южном Подмосковье проанализированы прямые и косвенные затраты технической энергии и выбросы CO₂ при производстве полевых культур. Географическое положение экспериментального участка определяется координатами: 54°49′ северной широты и 37°26′ восточной долготы. Почвы серые лесные среднесуглинистые оподзоленные со вторым гумусовым горизонтом. Основные элементы обработки почв: вспашка плугом с предплужником на глубину 20-22 см, предпосевная культивация, междурядные культивации посевов кукурузы. Карбоновый след культур зависит от вида растений, их продуктивности, интенсивности применения удобрений. Минеральные удобрения существенно повысили урожайность. Экспериментальные культуры резко различаются по выбросам CO₂ как в расчёте на 1 га, так и на 1 ц урожая. При внесении оптимальных доз минеральных удобрений под зерновые косвенные выбросы CO₂ сопоставимы с прямыми. На повышенных дозах удобрений косвенные выбросы значительно превышают прямые выбросы. По возрастанию итогового карбонового следа в расчёте на 1 га полевые культуры в среднем за 5 лет расположены следующим образом: кукуруза на силос > озимая пшеница > ячмень > клевер. Клевер является углерод отрицательной культурой (-1,82 т/га). Это различие обуславливается как меньшими выбросами CO₂ в поле при выращивании и уборке клевера, так и в промышленной сфере при производстве сельскохозяйственных машин, отсутствием применения азотных минеральных удобрений, большим поступлением в почву корневых и пожнивных остатков и интенсивным накоплением гумуса. При расчёте карбонового следа только по прямым выбросам CO₂ он составил по озимой пшенице 37,9 кг/ц зерна, по ячменю – 38,2 кг/ц зерна. Суммарный итоговый карбоновый след по зерновым культурам достиг: по озимой пшенице 79,3 кг CO₂/ц зерна, по ячменю – 93,2 кг CO₂/ц. Содержания углерода в надземной биомассе озимой пшеницы (зерно, солома, пожнивные остатки) было в 7,1 раза выше, чем углерода в

суммарных выбросах CO₂, у ячменя – выше в 4,5 раза. Существенное влияние на величину баланса углекислого газа в аграрной сфере имеют способы использования побочного урожая культур (дополнительный балансовый эффект биомассы). Сжигание соломы приводит к загрязнению атмосферы CO₂. Непосредственная запашка соломы зерновых – источник образования гумусовых веществ в почве. Солома на подстилку животным поступает в состав навоза, который после внесения в поле является важным фактором секвестирования CO₂ почвой.

ПУЛ УГЛЕРОДА БОЛОТ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ

Вомперский С.Э.*, Сирина А.А., Глухова Т.В., Цыганова О.П., Валяева Н.А.

Институт лесоведения РАН, ул. Советская. 21. Московская обл., с.Успенское. 143030 Россия

*e-mail: root@ilan.ras.ru

Болота занимают примерно 3 % суши (Global peatland..., 2022). На Россию приходится более трети болот мира и, из-за разнообразия географических условий, широкий спектр их природных вариантов. Благодаря уникальным свойствам, выраженным, прежде всего, в наличии торфяной залежи, болота и заболоченные земли играют важную роль в поддержании природных процессов на местном, региональном и глобальном уровнях в регулировании круговорота воды, углерода и других природных компонентов. Торфяная залежь является важнейшим на суше резервуаром долговременного стока атмосферного углерода, смягчая «парниковый эффект». Болота, вклад которых в поддержание биоразнообразия и регулирования природных процессов очевиден, никогда не были объектом инвентаризации как экосистемы.

В литературе имеются очень разные оценки площадей болот бывшего СССР и современной России. Низкая точность или неполнота исходных данных главная причина этого. Особенно различаются экспертные (без достаточного объяснения методов подсчета) оценки: от 160 млн.га всех болот бывшего СССР (Botch et al., 1995) до 273 млн.га только в одной России (Efremov et al., 1998).

Определение площадей заболоченных оторфованных земель и болот в 90-е годы производилось по их изображению на Почвенной карте РСФСР, М 1: 2.5 млн. (Почвенная карта РСФСР, 1988) с распределением по трапециям. Каждый учитываемый контур (выдел) в пределах трапеции измерялся палеткой, т.е. представлял собой большой объем ручной обработки картографического материала (Вомперский и др., 1994).

В результате этой работы на основе Почвенной карты (1988) было установлено (Вомперский и др., 1994), что в России имеется 139 млн. га болот со слоем торфа > 0.3 м. Громадной оказалась площадь заболоченных земель (со слоем торфа до 0.3 м) – 230 млн.га. Таким образом, вместе болотные и заболоченные оторфованные земли составляют 369.1 млн.га, т.е. 21.6% территории страны (Вомперский и др., 1994; Вомперский и др., 2005).

Для перехода от пространственной привязки к трапециям географических координат к непрерывному картографическому изображению был использован цифровой вариант указанной выше карты, созданный в Институте почвоведения им. В.В. Докучаева и опубликован Единый государственный реестр почвенных ресурсов России, где площади почв даны в процентах от территории субъекта Российской Федерации (Единый государственный ..., 2014). Затем, с созданием геоинформационной системы (ГИС) «Болота России» в Институте лесоведения РАН (Вомперский и др., 2005), помимо картографической основы, стало возможным включать пополняемые слои тематического содержания и определять площади оторфованных земель и запас углерода в их торфах в целом по стране. После этого появилась возможность более детально оценить площади болот и заболоченных земель Российской Федерации (РФ) и запас углерода в их торфах. Для этого были использованы данные об их распространении согласно ГИС «Болота России» ИЛАН и, как и в первоначальной оценке (Вомперский и др., 1994), материалы разведки торфяных

месторождений и литературные данные. Объединение «Торфгеология» в течение многих лет публиковало в областных справочниках сведения о торфяных месторождениях, где указывались данные по запасам торфа как в объемных (тыс.м³), так и в весовых (млн.т) единицах, представлялась информация о средней глубине месторождений, типе торфяной залежи.

Ключевым отличием данной работы от прежних оценок послужило применение оцифрованной почвенной карты и ГИС «Болота России». В результате чего площадь болот с со слоем торфа более 0,5 м оказалась 99,5 млн.га. Для площади мелкоотторфованных земель мы провели, согласно легенде Почвенной карты РСФСР (1988), анализ структуры этих земель и получили 228,71 млн. га. Суммарная площадь составила 328,2 в отличие от прежней – 369,1 млн.га.

Запас торфа в болотах составил 171.3, а в заболоченных землях – 46.1 млрд.т (табл. 1).

Таблица 1.

Запас торфа (абсолютно сухая масса) в болотах и заболоченных местообитаниях Российской Федерации, млрд.т.

Запас торфа	Тип местообитания		Запас
Болота	Талые болота	Верховые	84,81
		Переходные	44,54
		Низинные	15,45
	Мерзлые болота	Верховые	3,76
		Переходные	22,74
Заболоченные земли	Заболоченная тундра и лесотундра		18,69
	Заболоченные таежные леса и редколесья		26,38
	Заболоченная пойма		1,05

Общий запас углерода в торфах болот и заболоченных мелкоотторфованных земель страны оценен в 108.7 млрд. т: 85.7 млрд. т приходится, собственно, на болота и 23 млрд. т – на заболоченные земли. Прежний запас углерода – 113.5 млрд.т (Вомперский и др., 1994). Основной вклад в запас углерода болот страны вносят верховые болота – 39% всего запаса углерода торфов, 20.5% – переходные болота и 7% – низинные. Более 12% запаса углерода в торфе болот содержится в мерзлых болотах – полигональных и бугристых. Среди заболоченных земель лидируют заболоченные таежные леса и редколесья (12%), тундра и лесотундра (8.6%) и 0.5% – заболоченные поймы. Расчет запасов углерода с привлечением современных методов составил разницу в 4,8 млрд.т, т.е. в меньшую сторону по сравнению с определением в 90-е годы.

В результате проведенной работы получены данные по площадям болот и заболоченных территорий, а также запаса углерода в их торфах по субъектам Российской Федерации. Кроме того, оценены запасы углерода отдельно для основных групп типов болот и заболоченных земель.

Работа выполнена в рамках реализации важнейшего инновационного проекта государственного значения «Разработка системы наземного и дистанционного мониторинга пулов углерода и потоков парниковых газов на территории Российской Федерации, обеспечение создания системы учета данных о потоках климатически активных веществ и бюджете углерода в лесах и других наземных экологических системах» (рег. No 123030300031-6).

ЭМИССИЯ CH₄ И CO₂ ИЗ ДЕГАЗИРУЮЩИХ ПОДЗЕМНЫХ ВОД, РАЗГРУЖАЮЩИХСЯ В БЕРЕГОВОЙ ЗОНЕ ОЗЕРА БАСКУНЧАК И В ДОЛИНАХ ЕГО ПРИТОКОВ

Гарькуша Д.Н.^{1*}, Фёдоров Ю.А.¹, Андреев Ю.А.², Тамбиева Н.С.²

¹Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия

²Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону, Россия

*e-mail: gardim1@yandex.ru

Озеро Баскунчак – это крупное бессточное самосадочное соленое озеро, расположенное в пределах Боткульско-Баскунчакской депрессии, входящей в состав Прикаспийской низменности. Соленость оз. Баскунчак составляет около 300 г/л, что связано как с поступлением в озеро высокоминерализованных вод ручьев, так и с жарким летним климатом, обуславливающим высокую испаряемость воды. Особенно крупные ручьи формируются за счет мощных восходящих подземных источников, связанных с сильно закарстованными гипсами кунгурского яруса (нижний отдел пермской системы), и разгружающихся на северо-западном, северном и восточном побережьях озера, в виде грифонов, а также сосредоточенными струями различной мощности как из трещиноватых гипсов, так и на дне карстовых воронок, а также в заиленных днищах балочных долин (Гарькуша и др., 2023; Гарькуша и др, 2024). В ряде восходящих источников подземных вод, наряду с разгрузкой вод, авторы наблюдали выделение струй газов различной интенсивности.

Исследования авторов, проведенные в весенний, летний и осенний периоды показывают, что уровень воды в источниках, расположенных в карстовых воронках, и их дебит заметно уменьшается от весны к осени, неглубокие карстовые воронки пересыхают уже к лету. Достаточно активными во все периоды наблюдения остаются 20 источников с дебитом от 0.02 до 4 л/с, что в 2–5 раз меньше их дебита, фиксируемого в весенний и летний период. Также от весны к лету происходит снижение интенсивности выделения газовых пузырьков. Так, в весенний период, наряду с более мощной разгрузкой вод фиксировалась и более интенсивная дегазация, которая в летний период или полностью отсутствовала или значительно уменьшалась вместе с дебитом воды. Достаточно интенсивная дегазация во все периоды наблюдений отмечалась в Северной группе источников, расположенных в балке Северная, а также в источниках, разгружающихся в русле ручья Горькая речка. Во всех этих источниках в воде зафиксированы аномально высокие концентрации метана (311.6–8895.0 мкл/л) и его удельных потоков (12.628–200.496 мг CH₄/(м² час)). В то же время концентрации метана в рапе озера Баскунчак и его удельные потоки с обводненной поверхности озера вне выходов подземных вод и газов составляли соответственно 0.47–2.66 мкл/л и 0.112–0.123 мг CH₄/(м² час).

Удельный поток CO₂ характеризуется значительной изменчивостью не только его величины, но и направленности. Так, для станций, где наблюдается разгрузка подземных вод установлено выделение CO₂ в атмосферу со скоростью 15.84–226.97 мг/(м² час) (в среднем 107.13 мг/(м² час)). При этом максимальные потоки CO₂ (226.97 мг/(м² час)) установлены для вод дебитного поля восходящих источников, стекающих в устье ручья Улан-Благ, и ручья Горькая речка (186.17 мг/(м² час)). Для устья ручья Улан-Благ, а также ряда заполненных водой карстовых воронок, расположенных в балке этого ручья, из которых весной наблюдалось интенсивная разгрузка вод и дегазация, а летом эти проявления отсутствовали (недействующие источники), поток CO₂ был либо нулевым, либо фиксировался сток CO₂ со скоростью 10.09–27.83 мг/(м² час) (в среднем 21.31 мг/(м² час)).

Изотопный состав углерода ($\delta^{13}\text{C}$) CH₄ и CO₂, измеренный в газовых пузырьках, поднимавшихся со дна исследованных восходящих источников, указывает на современный биохимический генезис данных парниковых газов (Гарькуша и др, 2024).

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 23-27-00330, <https://rscf.ru/project/23-27-00330/> в Южном федеральном университете.

ИЗМЕНЕНИЕ ИЗОТОПНОГО СОСТАВА АЗОТА И УГЛЕРОДА В ПРОЦЕССЕ
ТРАНСФОРМАЦИИ ОПАДА РАСТЕНИЙ-ТОРФООБРАЗОВАТЕЛЕЙ НА ОСУШЕННЫХ
И ПОСТПИРОГЕННЫХ УЧАСТКАХ ОЛИГОТРОФНЫХ БОЛОТ

Головацкая Е.А.*, Никонова Л.Г., Калашникова Д.А., Симонова Г.В.
ФГБУН Институт мониторинга климатических и экологических систем СО РАН,
Академический проспект, 10/3, г. Томск, 634055, Россия.
*e-mail: golovatskayaea@gmail.com

Болотные экосистемы играют климатообразующую, средообразующую роль, и, кроме того, являются пулом углерода (в виде органического вещества торфа), который составляет главную часть мировых запасов связанного углерода (Gorham, 1991; Vompersky, 1994). В функционировании болот ключевую роль играют циклы углерода и азота. Исследования изменения изотопного состава углерода и азота растительных остатков в процессе разложения могут выявить мелкомасштабные изменения на начальных этапах разложения, когда происходит наиболее интенсивные потери органического вещества и изменение элементного состава растительных остатков, и возможно позволят раскрыть особенности эволюции болотных экосистем, которые не проявляются при исследованиях непосредственно торфяных залежей (Bragazza, Iacumin, 2009; West et al., 2006; Asada et al., 2005; Drollinger, 2019).

Целью данного исследования является оценка изменения величины $\delta^{15}\text{N}$ и $\delta^{13}\text{C}$ в процессе разложения растительных остатков двух видов основных растений-торфообразователей (*Eriophorum vaginatum* и *Sphagnum fuscum*) в торфяной залежи олиготрофных болотных экосистем южно-таёжной подзоны Западной Сибири.

Исследование проводили на «Бакчарском» болоте на ненарушенном и осушенном фитоценозах (Естественный рям – сосново-кустарничково-сфагновый фитоценоз ($56^{\circ}52'31.7''$ с.ш., $82^{\circ}48'27.3''$ в.д.) и Осушенный рям ($56^{\circ}53'33.3''$ с.ш., $82^{\circ}51'08.0''$ в.д.)), а также на находящихся на разных стадиях естественных постпирогенных сукцессий фитоценозах болота «Иксинское» (Восстановленный рям ($56^{\circ}51'42.1''$ с.ш., $83^{\circ}17'53.0''$ в.д.) и Гарь (сосново-берёзовый пушицево-сфагновый фитоценоз) ($56^{\circ}52'03.4''$ с.ш., $83^{\circ}11'52.1''$ в.д.)). Исследовали скорость разложения *Eriophorum vaginatum* и *Sphagnum fuscum* методом закладки растительности в торф (Козловская, 1978) на глубину 10 см от поверхности торфяной залежи. Образцы извлекали из торфяной залежи через 4, 12, 24, 36 месяцев после начала эксперимента для определения потери массы и расчета коэффициента разложения.

В исходных образцах и растительных остатках после разложения определяли содержание углерода и азота, а также изотопный состав углерода и азота методом EA-IRMS (Elemental Analyser/Isotope Ratio Mass Spectrometry) (Лебедев, 2013; Golovatskaya et al., 2022) с использованием изотопного масс-спектрометра DELTA V Advantage в сочетании с элементным анализатором Flash 2000 (Thermo Fisher Scientific, Бремен, Германия), оснащенный окислительно-восстановительным реактором. Приборы предоставлены центром коллективного пользования ТомЦКП СО РАН. Рассчитывали вынос углерода и азота в процессе разложения растений-торфообразователей и оценивали изменение изотопного состава углерода и азота.

Исследуемые виды растений существенно отличаются по химическому составу, что оказывает влияние на скорость разложения. Минимальные потери массы получены для образцов *S. fuscum* в течение всего эксперимента. При этом выявлено что в течение 4 месяцев потери массы *S. fuscum* составляют в среднем 2,3 %, а *E. vaginatum* 27 %. В целом наиболее интенсивно процесс разложения протекает в течение первых 12 месяце, достигая от 56 до 62% от общих потерь за 36 месяцев, затем скорость разложения значительно снижается. Более устойчив к разложению, благодаря своему химическому составу, является *S. fuscum* – суммарные потери массы за три года эксперимента составили от 19 до 31 %, в зависимости от участка, так, например, в условиях Осушенного рьяма разложение *S. fuscum* и *E. vaginatum* протекает медленнее на начальных этапах деструкции по сравнению с другими участками. *E.*

vaginatum менее устойчива к разложению, потери массы достигают 56–68% от исходного за три года эксперимента.

В ходе разложения органического вещества растительного опада происходят потери углерода (от 24% у *S. fuscum* до 62% у *E. vaginatum* от исходного содержания). Изменение содержания углерода хорошо коррелирует с потерями массы ($r=0,89$). В процессе разложения органического вещества как правило происходит снижение содержания общего азота в растительных образцах. Однако на начальном этапе в образцах *E. vaginatum* наблюдалось некоторое увеличение содержание азота (примерно на 1%). К концу эксперимента во всех образцах наблюдается относительное обеднение растительных остатков азотом. Вынос азота в образцах *Sph. fuscum* (36–59%), а в образцах *E. vaginatum* – 28–32% от исходного содержания.

Также, как и для углерода, выявлена тесная положительная взаимосвязь между потерями массы и содержанием азота в образцах *E. vaginatum*, однако для *Sph. fuscum* зависимости между потерями массы и содержанием азота не выявлено.

Изотопный состав углерода и азота начинает изменяться при деструкции уже на начальных этапах, происходит обогащение тяжелыми изотопами ^{13}C и ^{15}N . Выявлены существенные различия в динамике величины $\delta^{13}\text{C}$ при разложении растительных остатков как на начальных этапах деструкции, так и через 3 года. Через 3 года *S. fuscum* показал высокое значение $\delta^{13}\text{C}$, тогда как *E. vaginatum* – низкое значение $\delta^{13}\text{C}$ относительно значений в исходных образцах. Наибольшее снижение величины $\delta^{13}\text{C}$ для *E. vaginatum* наблюдается в условиях Осушенного рьяма (значение $\delta^{13}\text{C}$ составило $(-28,3)\%$ на третий год эксперимента относительно $(-26,1)\%$ для исходного образца) и минимальное в условиях Гари (разница между значением $\delta^{13}\text{C}$ на третьем году эксперимента и значением $\delta^{13}\text{C}$ исходной пробы составила – 1,3%).

Величина $\delta^{15}\text{N}$ в исходном опаде исследуемых видов растений значительно различалась, наибольшие значения получены для *E. vaginatum*, минимальные для *S. fuscum*. При этом наиболее явные колебания значения в ходе процесса разложения выявлены именно для *S. fuscum*. В целом, для *S. fuscum* к концу третьего года эксперимента наблюдалось увеличение $\delta^{15}\text{N}$ в условиях Осушенного рьяма и Гари на 1,27 и 1,15 ‰, а на Естественном и Восстановленном рьямах – уменьшение на 1,53 и 1,38 ‰, соответственно. Выявлена отрицательная зависимость между соотношением C/N и величиной $\delta^{15}\text{N}$, что свидетельствует о том, что при увеличении содержания азота и снижении содержания углерода в растительных образцах происходит увеличение величины $\delta^{15}\text{N}$ (для *E. vaginatum*, *S. fuscum* коэффициенты корреляции равны -0,73 и -0,52 соответственно).

Исследование выполнено при поддержке Российского научного фонда (грант № 22-27-00363), а также при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации в рамках государственного задания ИМКЭС СО РАН (проекты № 122111400002-2 и № 121031300154-1).

РОЛЬ ЗАЛЕЖНЫХ СТЕПНЫХ ЭКОСИСТЕМ В УГЛЕРОДНОМ ЦИКЛЕ

Голубятников Л.Л.^{1*}, Курганова И.Н.², Лопес де Гереню В.О.²

¹Институт физики атмосферы им. А.М. Обухова РАН, г. Москва

²Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН, г. Пушкино

*e-mail: golub@ifaran.ru

Степные экосистемы в России занимают обширную территорию южной части Восточно-Европейской равнины, равнинные территории Предкавказья и Крыма (Европейский степной регион России), южные районы Западно-Сибирской равнины (Сибирский степной регион России), межгорные котловины северной части Центральной Азии (республик Бурятия, Хакассия, Тыва, Иркутской области, Забайкальского и Красноярского края) (Центральноазиатский степной регион России). Степи России

подразделяются на луговые, настоящие, сухие и опустыненные. Для степных экосистем характерен дефицит влаги, который нарастает от луговых степей к опустыненным.

На значительной части степей сформировались почвы с высоким содержанием органического вещества – черноземы и каштановые. Высокая концентрация органического вещества в почвах степных экосистем определяет как высокий уровень их плодородия, так и значительный вес в глобальном депонировании углерода. В результате того, что в степях сформировались высоко плодородные почвы, значительная часть территории степей распахана и используется для выращивания сельскохозяйственных культур. Нераспаханные степные площади используются в качестве пастбищ и сенокосов (Чибилев, 2016).

Часть распаханых территорий по разным причинам на определенных этапах развития земледелия прекращали обрабатывать. Зброшенныe пахотные земли образуют залежи. Изменение системы землепользования в России в 90-х гг. прошлого столетия привело к самому существенному увеличению площади залежных земель. Прекращение распашки земель в степной зоне запускает восстановительную сукцессию, в ходе которой на месте пашен начинают формироваться степные экосистемы. Время восстановления степных экосистем после снятия антропогенной нагрузки составляет от 10 до 60 лет и более, в зависимости от природных особенностей экосистемы, истории ее пахотного использования и условий восстановления (Люри и др., 2010; Смелянский, 2012).

Изменения в землепользовании на определенной территории влияют на интенсивность потоков и запасов углерода в экосистемах этой территории. Перевод целинных земель в пахотные угодья приводит к снижению фитомассы и первичной биологической продукции растительного покрова. Распашка целинных земель способствует усилению процессов минерализации органического вещества почвы. В зависимости от климатических условий, степени и характера изменений в землепользовании, потери органического углерода в почвах могут составлять от 10 до 40% от их начального запаса (Six et al., 2002). Ежегодное изъятие урожая и изменение структуры почв при распашке приводят к значительным потерям органического углерода экосистем (Титлянова, 2000).

В залежных экосистемах в процессе восстановления степного растительного покрова возрастают продуктивность и фитомасса надземной и подземной его частей. Увеличивается количество поступающего в верхний почвенный горизонт органического вещества. Происходит обогащение органическим веществом более глубоких слоев почвы в результате значительного увеличения количества почвенного детрита в экосистеме и более активного перемешивания растительных остатков почвенной фауной. Происходит постепенное восстановление естественных физико-химических свойств и микробиологических характеристик почв залежных экосистем. Скорость годовой аккумуляции углерода в бывшем пахотном слое (до 20 см) при прекращении распашки составляет 99 ± 14 гС/м² (Курганова и др., 2010).

В данном исследовании оценены потоки углерода и углеродный баланс залежных степных экосистем России. Площади залежных экосистем степного биота России рассчитаны на основе данных статистических отчетов Федеральной службы государственной регистрации, кадастра и картографии о наличии и распределении земель в субъектах Российской Федерации и бюллетеней Федеральной службы государственной статистики о состоянии сельского хозяйства Российской Федерации. Оценки первичной биологической продукции исследуемых экосистем получены на основе геоинформационно-аналитического метода с использованием базы данных эмпирически измеренных значений этой величины. Оценки гетеротрофного почвенного дыхания залежей рассчитаны на основе регрессионной T&P-модели и с учетом доли гетеротрофного дыхания в общем потоке диоксида углерода из почв травяных экосистем.

Согласно выполненным расчетам, общая площадь залежных экосистем в степных регионах России составляет около 177 тыс. км², т.е. не превышает 10.5 % территории степей России. Большая часть (54%) залежных степных экосистем расположена в Азиатской части России. Общая площадь экосистем, которые появились на месте заброшенных пахотных

земель, в Сибирском и Центральноазиатском регионах России составляют 26 и 29 тыс. км², соответственно.

Согласно полученным результатам, растительный покров залежных степных экосистем России ежегодно аккумулирует 110±24 МтС. Растительность изучаемых экосистем степей Европейского региона России депонирует 47±11 МтСгод⁻¹ или 42% общего количества суммарной продуктивности залежных степных регионов России. В Центральноазиатском регионе рассматриваемые степные экосистемы абсорбируют 30±6 МтСгод⁻¹ или 27% общего количества первичной биологической продукции залежей в степных регионах России. Залежные степные экосистемы Сибирского региона ежегодно депонируют 34±1 Мт атмосферного углерода или 31% общего количества первичной продукции залежей в степных регионах России. Согласно расчетам, среднее значение NPP для степных залежей на территории России оценивается в 622±135 гСм⁻²год⁻¹.

Выполненные расчеты показали, что в результате гетеротрофного дыхания из почв залежных степных экосистем России в атмосферу ежегодно поступает 60±14 МтС. Эмиссия диоксида углерода в результате гетеротрофного дыхания из почв рассматриваемых залежных экосистем Европейского степного региона России составляет 33±4 МтСгод⁻¹. В Центральноазиатском регионе из исследуемых экосистем в атмосферу поступает до 12±2 МтСгод⁻¹. Залежные степные экосистемы Сибирского региона ежегодно в результате гетеротрофного дыхания эмитируют 15±1 МтС углерода. Согласно расчетам, среднее значение гетеротрофного дыхания из степных залежей на территории России оценивается в 338±76 гСм⁻²год⁻¹.

Согласно полученным оценкам, залежные степные экосистемы России ежегодно поглощают 50±28 МтС. Сток атмосферного углерода в залежные экосистемы степного биома Европейского, Сибирского и Центральноазиатского регионов России составляет, соответственно, 28%, 38% и 34% годового депонирования углерода рассматриваемыми степными экосистемами. Среднее значение углеродного баланса для залежных степных экосистем на территории России составляет 285±159 гСм⁻²год⁻¹ и значительно превышает сток углерода в экосистемы бореальных лесов Северного полушария, который оценен в 46 гСм⁻²год⁻¹ (Virkkala et al., 2021). Проведенное исследование показало, что залежные экосистемы степного биома России обладают высоким углерододепонирующим потенциалом, являются существенным стоком диоксида углерода из атмосферы.

Работа выполнена в рамках реализации важнейшего инновационного проекта государственного значения «Разработка системы наземного и дистанционного мониторинга пулов углерода и потоков парниковых газов на территории Российской Федерации ...» (рег. № 123030300031-6) и в рамках Государственного задания «Моделирование влияния изменений климата на экологические процессы и системы» (рег. № 1021032424681-6).

**ЭМИССИЯ СО₂ ГАЗОННЫМИ ПОКРЫТИЯМИ, ФУНКЦИОНИРУЮЩИМИ
НА ПОЧВЕННЫХ КОНСТРУКЦИЯХ РАЗЛИЧНОГО СОСТАВА В УСЛОВИЯХ
Г. РОСТОВ-НА-ДОНУ**

Горбов С.Н.*, Терехов И.В., Носов Г.Н., Скрипников, П.Н.

Южный Федеральный Университет, г. Ростов-на-Дону

*e-mail: gorbow@mail.ru

В условиях современной зеленой инфраструктуры газонные покрытия являются одним из наиболее распространенных элементов ландшафтных решений. При этом с точки зрения выполнения создаваемыми ландшафтами их экосистемных функций, а именно эффективности депонирования углерода они расположены после древесных и кустарниковых форм растений. Если принять во внимание тот факт, что в процессе создания газонов и ухода

за ними (транспортировка, полив, удобрение и т. д.) происходит дополнительная эмиссия CO₂, то их и без того невысокая эффективность в роли депонента углерода начинает стремиться к нулю.

В условиях сухостепной зоны вопросы изучения динамики CO₂ под газонными покрытиями, напрямую сопряжены как со спецификой формирования дернонесущего слоя на конструктороземах различного состава, так с вопросами поиска оптимального сочетания травосмесь/почвосмесь, характеризующегося наибольшим потенциалом в роли депонента углерода на фоне удовлетворительных аттрактивных показателей.

Для выполнения поставленных целей на территории Ботанического сада ЮФУ в 2020 году был построен экспериментальный стационар по изучению почвенных конструкций. На конструктороземах различного состава (табл. 1) была высажена газонная травосмесь, включающая в себя мятлик луговой — *Poa pratensis* (35%), овсяницу красную — *Festuca rubra rubra* (35%) и плевел многолетний — *Lolium perenne* (30%). Учитывая недостаточное увлажнение в период вегетации, стационар был оснащен автоматической системой полива, с нормированной подачей поливной влаги в зависимости от состава конструкторозема. В качестве фонового участка при измерении эмиссии CO₂ выступил чернозем миграционно-сегрегационный, функционирующий на залежном участке экспозиции «Приазовская степь» Ботанического сада ЮФУ.

Таблица 1.

Состав и строение конструктороземов экспериментального стационара

№	Основа	Состав верхнего слоя	Строение конструкции	Удобрения
1	Техногенный грунт	смесь торф + песок + лессовидный суглинок	Смесь 1:1:1	50 г/кв. м азофоска 16:16:16
2	Лессовидный суглинок	смесь гумусово-аккумулятивный горизонт чернозема + песок	Смесь 1:1	35 г/кв. м азофоска 16:16:16;
3	Лессовидный суглинок	Послойное расположение песка (10 см) и гумусово-аккумулятивного горизонта чернозема (10 см), последний является дневным горизонтом	послойно	35 г/кв. м азофоска 16:16:16
4	Лессовидный суглинок	Послойное расположение гумусово-аккумулятивного горизонта чернозема (15 см) и песка (5 см), последний является дневным горизонтом	послойно	50 г/кв. м азофоска 16:16:16
5	Лессовидный суглинок	20-см, сформирован гумусово-аккумулятивным горизонтом чернозема	послойно	35 г/кв. м азофоска 16:16:16

Потоки CO₂ измеряли с помощью инфракрасного газоанализатора AZ77232 (Джордж Бурба, 2013) в первой половине дня. В почву устанавливали изоляторы (базы) каждый раз перед измерением на одно и то же место, на глубину 3–5 см (Карелин и др., 2015). Параллельно фиксировали температуру почвы на глубине 1 и 10 см и температуру воздуха на уровне ~1 м с помощью цифрового термометра HI98501, объемную влажность почвы по ее диэлектрической проницаемости в десятисантиметровом слое (Delta-T SM 150). На

основании полученных данных производили промежуточные расчеты потоков в мкмоль CO₂ (м² с) по уравнению Менделеева–Клапейрона и пересчет в г С/(м² ч) (или сут.).

В период вегетации замеры проводили регулярно каждые две недели на всех представленных вариантах конструктоземов и на фоновом участке. В зимний период учет потока CO₂ проводили один раз в месяц на стационарно установленных базах, во избежание попадание снега в зону измерения.

Наиболее значимая динамика эмиссии зафиксирована для конструктозема №1 с наличием верхового торфа в составе. Перемещение торфяной основы конструкции в нетипичные термодинамические условия (высокие летние температуры и аэрация) повлекли за собой, как максимальную величину динамику эмиссии, так и максимальную потерю органического углерода. Однако на второй и третий год функционирования произошло уменьшение как самого уровня эмиссии углерода, так и разницы между отдельными замерами в полевых повторностях (рис. 1).

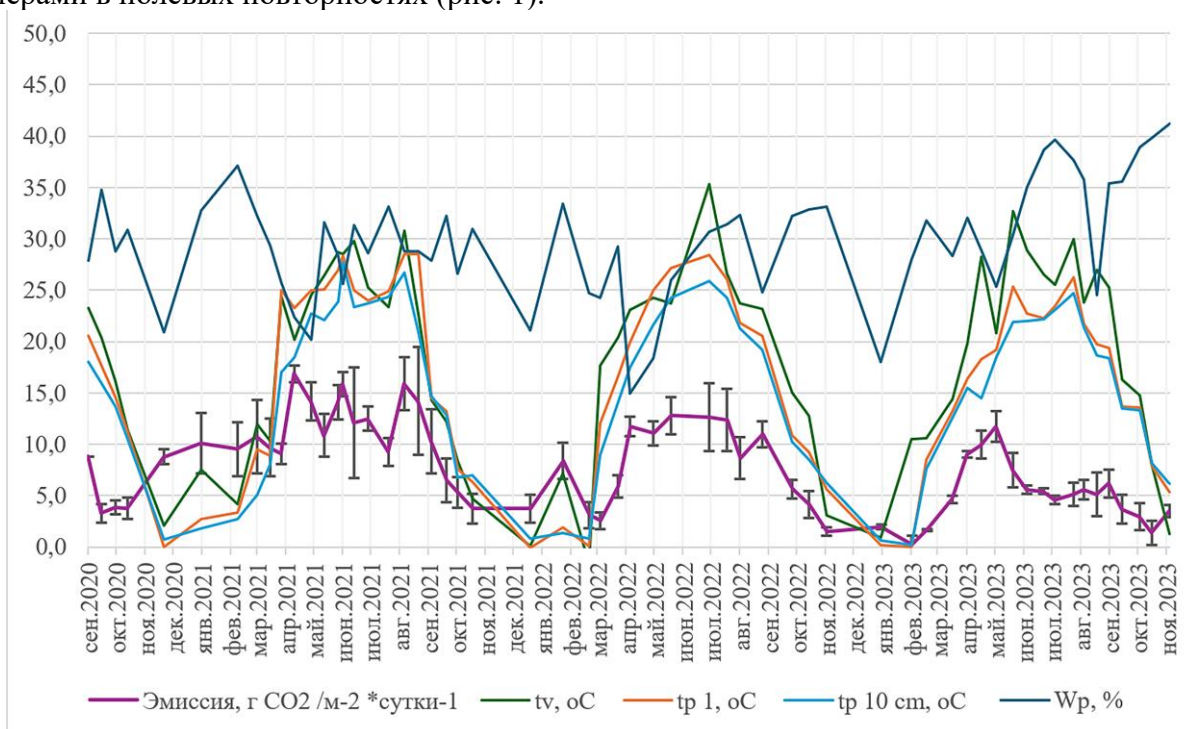


Рисунок 1 – Динамика эмиссии, температуры на 1 см и на 10 см и влажности на площадках 1 (Т + П + ЛС)

Проведенный дисперсионный анализ по критерию Краскера-Уоллеса для площадок, в составе которых были гумусово-аккумулятивные горизонты чернозема, подтвердил, что площадки также различаются по характеру эмиссии углерода. При использовании критерия Манна-Уитни с поправкой Беньямини-Хохберга (для $p < 0.05$) было выявлено, что по характеру эмиссии CO₂ конструктозема № 2 и № 5 имеют незначительные различия. Также было отмечено, что влажность корнеобитаемого слоя оказывает отрицательное влияние на интенсивность эмиссии: ρ варьируется от $-0,28$ на конструкции № 5 до $-0,48$ на конструкции №1 при $p < 0.05$. На конструктоземе № 4, в котором поверхностный корнеобитаемый слой представлен песчаной фракцией, ровно, как и на фоновом участке корреляция недостоверна, что может свидетельствовать о меньшей их зависимости от влажности.

Исследование выполнено на базе Южного федерального университета за счет гранта Российского научного фонда № 23-27-00418, <https://rscf.ru/project/23-27-00418/>

**ОСОБЕННОСТИ СОДЕРЖАНИЯ УГЛЕРОДА И АЗОТА В ПОЧВАХ
МЕЛИОРИРОВАННЫХ АГРОЛАНДШАФТОВ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ТИПА
ЗЕМЛЕПОЛЬЗОВАНИЯ**

Дубина-Чехович Е.В.* , Бахмет О.Н.

Карельский научный центр РАН, г. Петрозаводск, 185035 Россия

*e-mail: d-chehovich@yandex.ru

Мелиорированные сельскохозяйственные угодья на Северо-Западе России занимают значительные площади. Исследование таких агроландшафтов является важной задачей для понимания углеродного баланса и других экологических процессов на территориях с разным типом землепользования. Гумусовое состояние почв является своеобразным индикатором современных почвообразовательных процессов, определяющих их плодородие. Цель исследования — сравнительный анализ накопления углерода и азота на агроземах текстурно-дифференцированных, торфяных низинных и альфегумусовых старопахотных при разном типе сельскохозяйственного использования.

Изучение аккумуляции углерода и азота в почвах постагрогенных экосистем выполнены на мелиорированных агроландшафтах в Южной и Центральной агроклиматических зонах Карелии. Сельхозугодья для учета таких изменений разделены на три группы по типу почв и две – по критерию использования в производстве (действующие и неиспользуемые старосеяные сенокосы). На каждом участке заложены полнопрофильный почвенный разрез и 6 прикопок на глубину до 40 см. Почвенные образцы отбирали в семикратной повторности с каждого генетического горизонта и проводили подготовку к анализу согласно стандартным методикам. Содержание общего углерода и азота определяли на CHN анализаторе (2400 Series II CHNS/O Elemental Analyzer (Perkin Elmer, США). Почвы представлены старопахотными агроземами: торфяными типичными (Hortic Endofibric Drainic Histosols) на озерно-ледниковых ленточных глинах; типичными текстурно-дифференцированными среднесуглинистыми (Plaggic Epimollic Anthrosols (Loamic)) на озерно-ледниковых ленточных глинах; альфегумусовыми среднесуглинистыми (Plaggic Epiferralic Anthrosols (Loamic)) на глинистых моренных отложениях.

В процессе исследования установлено, что на всех пробных площадях максимальное содержание углерода в старопахотной толще отмечено в поверхностном горизонте АУра/PTR (от 0 до 3-5 см), степень обеспеченности его гумусом высокая и очень высокая (табл. 1).

Таблица 1.

Содержание общего углерода на действующих и неиспользуемых сенокосах в старопахотном горизонте разных типов агроземов, %

Почвенный профиль	Типичный низинный агрозем		Почвенный профиль	Текстурно-дифференцированный агрозем		Почвенный профиль	Альфегумусовый агрозем	
	неисп. сенокос*	исп. сенокос		неисп. сенокос	исп. сенокос		неисп. сенокос	исп. сенокос
PTR	48,28 ±4,33	31,70 ±8,41	АУра	12,07 ±1,43	3,76 ±0,11	АУра	9,42 ±0,28	7,45 ±0,43
PT1	49,93 ±6,94	23,75 ±7,13	P1	8,07 ±1,85	3,11 ±0,63	P1	8,55 ±0,38	7,68 ±1,08
PT2	36,27 ±7,86	24,10 ±6,76	P2	10,57 ±3,12	2,72 ±0,41	P2	5,60 ±0,52	5,55 ±0,34
T1	36,91 ±8,40	27,09 ±11,97	BT	1,16 ±2,07	1,84 ±0,12	BF	1,70 ±0,36	1,35 ±2,20

Примечание. Неисп. сенокос – неиспользуемый сенокос, исп. сенокос – используемый сенокос, n – 7; ± – стандартная ошибка среднего арифметического.

Количество органического вещества с глубиной снижалось. Различия в дерновом горизонте с прилегающим к нему слоем P1 составляли до 1.5 раз, а с нижней частью ранее обрабатываемой толщи до 2.3. На всех неиспользуемых участках содержание общего углерода до 5.5 раза выше по сравнению с действующими сенокосами. Наиболее яркие различия выявлены на агроземах текстурно-дифференцированных – до 5.5 раз, на торфяных и альфегумусовых они менее выражены – до 2.1 и 1.4 раз соответственно.

Наряду со спецификой распределения углерода в профилях старопахотных почв изменялось и содержание азота. Поверхностный горизонт вне зависимости от типа пользования имел более высокое накопление общего азота (до 1.5 раз), чем нижележащие горизонты ранее обрабатываемой почвы. Пахотный горизонт неиспользуемых сельскохозяйственных угодий аккумулировал его до 3.1 раз больше, чем соответствующая почвенная толща на действующих сенокосах. Причем наиболее выраженная разница выявлена на агроземах текстурно-дифференцированных – от 1.8 до 3.1 раз.

Старопахотный горизонт неиспользуемых сенокосов имел более высокую степень обогащения его органического вещества азотом (табл. 2). В целом на агроземах торфяных и текстурно-дифференцированных соотношение C:N превышало в бывшей пахотной толще до 2.7 раз эту величину на задействованных в производстве территориях. Важно отметить, что для быстрой минерализации растительных остатков в пахотном горизонте необходимое соотношение C:N меньше 20.

Таблица 2.

Соотношение C:N в почвах на разных типах агроземов под действующими и неиспользуемыми сенокосами.

Почвенный профиль	Типичный низинный агрозем		Почвенный профиль	Текстурно-дифференцированный агрозем		Почвенный профиль	Альфегумусовый агрозем	
	неисп. сенокос	исп. сенокос		неисп. сенокос	исп. сенокос		неисп. сенокос	исп. сенокос
PTR	16.4	15.3	AУpa	18.5	11.6	AУpa	36.6	72.3
PT1	19.4	17.0	P1	17.1	12.1	P1	47.7	98.9
PT2	18.1	16.6	P2	14.4	11.5	P2	35.5	77.8
T1	20.1	17.3	BT	16.0	7.0	BF	60.0	45.0

Почва действующих сенокосов на текстурно-дифференцированных агроземах характеризовалась близким к типичному (8:1) для пахотного горизонта соответствующих почв соотношением 7-12:1, тогда как неиспользуемые участки имели более широкий размах этого показателя – 16-18:1.

Альфегумусовые старопахотные агроземы при обоих типах землепользования по насыщенности органического вещества азотом имели очень широкое соотношение C:N – 36-99:1. Причем на неиспользуемых участках эти значения были меньше (36-48:1), чем на используемых угодьях (72-99:1). По литературным данным соотношение C:N в поверхностном горизонте на соответствующих целинных почвах Карелии составляет более 35-40:1. Полученные данные для неиспользуемых агроземов на альфегумусовых почвах указывают, что на этой территории замедляются процессы минерализации и почвы приближаются к целинным аналогам. Тогда как на действующих участках вынос азота с урожаем зеленой массы кормовых трав при сенокосении, вероятно, еще больше затруднял минерализацию органического вещества.

На бывших в использовании агроземов торфяных обогащение органического вещества азотом в верхнем горизонте почв (C:N – 16:1), как и в нижележащих слоях, незначительно превышало этот показатель (C:N – 15:1) на действующих сенокосах соответствующего типа почв. Обеспеченность азотом на всех участках характеризовалась типичными для таких почв значениями. Органическое вещество торфяных низинных почв отличалось широким

соотношением C:N от 13 до 33. Для верхнего слоя почвы (до 50 см) в связи с избирательной минерализацией азотсодержащих (белковых) соединений и отчуждением азота с сельскохозяйственной продукцией свойственно колебание C:N от 18 до 29. На исследованных почвах под сенокосами, за исключением альфегумусовых почв, разложение растительных остатков происходило интенсивнее, чем на неиспользуемых участках.

Таким образом, сравнительный анализ текстурно-дифференцированных (Plaggic Epimollic Anthrosols (Loamic)), торфяных низинных (Hortic Endofibric Drainic Histosols) и альфегумусовых (Plaggic Epiferralic Anthrosols (Loamic)) старопахотных агроземов под действующими и неиспользуемыми в сельскохозяйственном производстве сенокосами показал не только изменения в накоплении углерода и азота, но и специфику соотношения C:N.

ИЗМЕНЕНИЕ ЗАПАСОВ УГЛЕРОДА В ДРЕВЕСНОМ ЯРУСЕ СОСНЯКА АНДРОМЕДО-ПУШИЦЕВО-СФАГНОВОМ ДО ОСУШЕНИЯ И ЧЕРЕЗ 50 ЛЕТ ПОСЛЕ В УСЛОВИЯХ ПОДТАЙГИ ЕВРОПЕЙСКОЙ РОССИИ (ЗАПАДНОДВИНСКИЙ ЛЕСОБОЛОТНЫЙ СТАЦИОНАР)

Егоров А.А.* , Глухова Т.В.

Институт лесоведения Российской академии наук, Россия, Московская обл., п/о Успенское, Советская 21, 143030

*e-mail: egorovfta@yandex.ru

На Западнодвинском лесоболотном стационаре Института лесоведения РАН (Тверская обл.) в 1972-73 гг. проводились масштабные осушения торфяных земель для целей ведения эффективного лесного хозяйства (Биогеоэкологическое ..., 1982). В 1974 г. в *Сосняке андромедо-пушицево-сфагновом* (Vб класс бонитета и V класс возраста) на верховом болоте в середине межканавья была заложена постоянная пробная площадь № 5-74 (ПП), площадью 0,36 га, размером 36×100 м². Длинная сторона ПП располагалась параллельно осушительным канавам в 35 м от них. Режим осушения середины межканавья, на которой располагалась ПП относится к экстенсивному. На ПП в 1974 г. были проведены таксационные измерения древостоя, результаты которых опубликованы (Биогеоэкологическое ..., 1982: табл. 18). Часть измерений, приведенных в этой работе для древостоя, мы отнесли к подросту, и поэтому исключили их из дальнейшего анализа.

В 2023 г. были проведены повторные исследования на ПП, в т.ч таксационные по древесному ярусу: средняя высота яруса (Hcp), м; средний диаметр (Dcp), см; количество деревьев на 1 га (Nдер), шт/га. К этому времени на ПП сформировался *Сосняк багульниково-сфагновый осушенный* Va класса бонитета и V класса возраста. Таксационная характеристика древостоя для расчета запасов углерода приведена в таблице. Расчет запасов углерода (C) для древесного яруса проводился по усредненным показателям по каждому ярусу в соответствии с формулами, приведенными в методических указаниях Минприроды РФ «Об утверждении методических указаний по количественному определению объема поглощения парниковых газов» (2017). В таблице приведен запас углерода и его доля по древесным ярусам.

Запас углерода в *Сосняке андромедо-пушицево-сфагновом* до осушения составлял 3,1 тонн/га. Через 50 лет после экстенсивного осушения на его месте сформировался *Сосняк багульниково-сфагновый* осушенный с запасом углерода 10,1 тонн/га. Таким образом, экстенсивное осушение сосняков на верховых болотах Vб класса бонитета привело к формированию сосняка Va бонитета с запасом углерода больше почти в 3,3 раза.

Таблица 1.

Таксационные показатели и запасы углерода в Сосняке андромедо-пушицево-сфагновом до осушения и через 50 лет

Год	ярус	Нср, м	Дср, см	Ндер, шт./га	С, тонн/га	Доля, %
1974	1	5,6	9,1	368	1,7	55
	2	4	5,1	1173	1,2	39
	3	2,7	2,7	1097	0,2	6
	Итого			2638	3,1	100
2023	1	8,3	10,4	1016	8,7	86
	2	4,9	5,6	950	1,4	14
	Итого			1966	10,1	100

Примечание. Сокращения приведены выше в тексте.

Работа выполнена в рамках реализации важнейшего инновационного проекта государственного значения «Разработка системы наземного и дистанционного мониторинга пулов углерода и потоков парниковых газов на территории Российской Федерации, обеспечение создания системы учета данных о потоках климатически активных веществ и бюджете углерода в лесах и других наземных экологических системах» (рег. № 123030300031-6).

РАЗНООБРАЗИЕ МИКРОФОССИЛИЙ Nb-REE РУД ТОМТОРСКОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ, РЕСПУБЛИКА САХА (ЯКУТИЯ)

Жегалло Е.А.^{1,2*}, Самылина О.С.^{1,2,3}, Зайцева Л.В.², Розанов А.Ю.^{1,2}

¹Институт биологии развития им. Н. К. Кольцова РАН, ул. Вавилова, 26, Москва

²Палеонтологический институт им. А. А. Борисяка РАН, ул. Профсоюзная, 123, Москва

³Институт микробиологии им. С. Н. Виноградского, ФИЦ Биотехнологии РАН, пр-т 60-летия Октября, 7/2, Москва

*e-mail: aroza@paleo.ru

Уникальные Nb-REE-богатые руды Томторского месторождения, расположенного на севере Республики Саха (Якутия), широко известны, но вопрос об условиях их формирования остаётся дискуссионным. Среди основополагающих механизмов рассматриваются как геохимические, так и биогеохимические (Покровский и др., 1990; Жмур и др., 1994; Коноплёв и др., 1995; Лапин, Толстов, 2011; Лазарева и др., 2015; Пономарчук и др., 2020; Добрецов и др., 2021; Kravchenko, Pokrovsky, 1995). Изотопный состав углерода $\delta^{13}\text{C}$ карбонатов в изученных образцах соответствует биогенному (Пономарчук и др., 2020; Добрецов и др., 2021; Zhmodik et al., 2024), таким образом влияние биологического фактора на этот процесс в настоящее время не вызывает сомнений.

Первые микропалеонтологические данные по Томторским рудам были получены сотрудниками Института литоферы РАН, ИГЕМ РАН и ПИН РАН в 1990-х гг. и опубликованы в статье (Жмур и др., 1994). Основным результатом этой работы был вывод об отложении редкоземельных руд Томтора в прибрежно-морских условиях при участии бентосных цианобактериальных матов. Наиболее вероятными обстановками предполагались периодически осушаемые участки побережья (наподобие себх), однако авторы не исключали также отшнурованные от моря узкой перемычкой мелководные солёные озёра, наподобие Соляр-Лейк. В более поздних работах (Лазарева и др., 2015; Добрецова и др., 2021) также показана значительная роль биогенного концентрирования REE, но оспариваются морские обстановки при формировании богатых руд Томторского месторождения в пользу гидротермально-осадочных. К сожалению, в статье (Жмур и др., 1994) приведены всего четыре изображения, которые не позволяют полноценно проанализировать разнообразие

микрофоссилий, обнаруженных в изученном материале и критически оценить гипотезу о галофильном цианобактериальном сообществе. В связи с этим целью данной работы стал расширенный анализ первого микропалеонтологического материала, полученного для Томторского месторождения. В задачи работы входило повторное изучение СЭМ-фотографий образцов из материала, опубликованного в статье (Жмур и др., 1994), и критический анализ гипотезы об участии бентосных цианобактериальных матов в генезисе Nb-REE руд Томторского месторождения.

Для выполнения поставленных задач из архивов ПИН РАН было получено 130 оригинальных СЭМ-фотографий, сделанных с использованием материала десяти образцов (4829/135, 4067/120, 2829/138, 5650/81, 5765/27, 4979/41, 5733/32, 4827/116, 5671/32, 4075/52). В анализ включено 122 фотографии, относящиеся к восьми образцам и отображающие разнообразие общих текстур образцов, биоморфных структур и кристаллов. Восемь фотографий из двух образцов в анализ не вошли, поскольку либо содержали нитчатые контаминации, либо не содержали структур с биоморфными признаками.

В изученном материале выявлены:

- Фрагменты слизистого (экзополисахаридного (ЭПС)) матрикса с признаками кристаллизации минералов внутри него (обр. 4829/135, 5733/32);

- Коккоидные микрофоссилии разной морфологии и степени сохранности: одиночные с признаками несимметричного деления (обр. 4829/135), бинарно делящиеся (обр. 2829/138), в виде коротких цепочек (обр. 4829/135) или скоплений; некоторые с признаками тафономических изменений (смятия и нарушения целостности оболочки);

- Микрофоссилии, напоминающие клетки водорослей, в т.ч.: с нарушением целостности оболочки, благодаря чему видна её структура (обр. 4829/135); с инвагинациями и смятиями (обр. 2829/138, 5765/27, 4827/116); с сохранением отчётливых поверхностных структур, сопоставимых с таковыми у современных прازیнофитов рода *Pyramimonas* или динофитовых водорослей рода *Thoracosphaera* (обр. 4067/120); дисковидные формы, напоминающие прازیнофитов (обр. 5650/81);

- Трубочатые и нитчатые микрофоссилии (обр. 5733/32, 4827/116); некоторые напоминают цианобактерий в чехле (обр. 4829/135);

- Фрамбоиды пирита и коккоидные микрофоссилии в окружении тонкодисперсного или тонкослоистого матрикса, который может быть интерпретирован как глинистые минералы или минерализованный ЭПС (обр. 4067/120);

- Мелкие глобулы, которые могут быть микрофоссилиями бактериальной природы (в некоторых видны нарушения целостности оболочки) (обр. 2829/138);

- Вероятные псевдоморфозы по микрофоссилиям неясной природы, образованные мелкоглобулярным матриксом (обр. 4829/135); его линейно-прямоугольная или округло-ячеистая сетчатая структура может отражать морфологические особенности фрагментов микрофоссилий;

- Разнообразные микрофоссилии и биоморфные структуры неясной природы (обр. 4829/135, 4827/116, 4979/41); в т.ч. могут быть фрагментами более крупных форм с признаками тафономических изменений (нарушение целостности) или органических плёнок.

Таким образом, при расширенном изучении разнообразия микрофоссилий в оригинальных архивных материалах статьи (Жмур и др., 1994) выявлены признаки как бентосных, так и планктонных сообществ. Признаками бентосных сообществ являются фрагменты ЭПС матрикса и/или глинистых минералов, а также фрамбоиды пирита и редкие нитчатые микрофоссилии. Сильных и бесспорных свидетельств в пользу развития бентосных цианобактериальных матов не выявлено, однако изученные материалы позволяют предположить активность биоценозов донных осадков. Признаками широкого распространения планктонных сообществ является частая встречаемость микрофоссилий, напоминающих клетки прازیнофитовых и/или динофитовых водорослей. Суммарно эти наблюдения могут говорить о мелководных, хорошо прогреваемых условиях, благоприятных для цветений воды (возможно, периодических) и поэтому менее благоприятных для развития

стратифицированных бентосных цианобактериальных матов. Такие условия могут быть как солоноводными (обособленные лагуны, озёра), так и пресноводными (эвтрофные озёра). Требуется дальнейшее детальное изучение микрофоссилий Томторского месторождения, чтобы ответить на этот вопрос. Особое внимание следует уделить предполагаемым псевдоморфозам по микрофоссилиям неясной природы, которые могут быть фрагментами более крупных организмов и позволят точнее идентифицировать условия осадконакопления.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ № 23-63-10017.

ЛАККАЗА КАК БИОКАТАЛИЗАТОР КОНДЕНСАЦИОННЫХ ПРОЦЕССОВ ПРИ ГУМИФИКАЦИИ В ГЕОЛОГИЧЕСКОМ МАСШТАБЕ ВРЕМЕНИ

Заварзина А.Г.^{1,2*}, Трубицина Л.И.¹, Демин В.В.¹, Белова О.В.¹, Лисов А.В.¹

¹Факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова,
119991 г. Москва, Ленинские горы д 1. стр.12

²Палеонтологический институт им. А.А. Борисяка РАН,
117647 г. Москва, ул. Профсоюзная, д. 123

**e-mail: zavarzina@mail.ru*

Органическое вещество почв – главный резервуар $C_{\text{орг}}$ в наземных экосистемах, однако процессы образования и стабилизации веществ гумуса остаются предметом дискуссий. Согласно традиционным представлениям основу гумуса составляют гуминовые вещества (ГВ) – полидисперсная и гетерогенная совокупность соединений, формирующихся в процессе разложения и трансформации растительных и микробных остатков (гумификации) (www.humic-substances.org). Наиболее характерными и реакционноспособными ГВ являются гумусовые кислоты – вещества, экстрагируемые щелочами, осаждаемые кислотой (ГК) или остающиеся в растворе (ФК). Эти азотсодержащие соединения составляют около 50% $C_{\text{орг}}$ различных типов почв, обогащены ароматическими кольцами, несущими карбоксильные и фенольные группы. Механизмы образования гумусовых кислот до конца не выяснены, равно как и причины устойчивости этих соединений в почвах. Считается, что гумусовые кислоты образуются при трансформации органических остатков микроорганизмами, причем большое значение играют окислительные свободнорадикальные реакции, сопровождающиеся деструкцией исходных биополимеров (лигнина, таннинов и др), а также реакциями конденсации и сополимеризации. В процессе окислительной трансформации увеличивается полярность продуктов за счет реакций деметилирования, гидроксирования и карбоксилирования (Орлов, 1990). Окислительная трансформация биополимеров (лигнина) – ведущий путь в современной биосфере за счет массового содержания лигнина в древесной растительности, составляющей 90% наземной биомассы (450 Гт С). Однако, этот путь появился не ранее 350 млн лет назад с возникновением лигнина и его специфических деструкторов – лигнолитических грибов (Floudas, 2012). Количественно минорным, но более масштабным в рамках истории биосферы можно считать конденсацию низкомолекулярных фенольных соединений. Согласно классическим представлениям, фенольные соединения окисляются до фенокси-радикалов и хинонов, которые затем подвергаются спонтанным реакциям конденсации, не требующим энергетических затрат (Stevenson, 1994). При участии полифенолов (орто-фенолов) в этих реакциях образуются темноокрашенные продукты. Биокатализаторы гумификации – фенолоксидазы, пероксидазы, оксиды Fe и Mn появились с оксигенированием биосферы 2500 млрд лет назад, около 1500 млрд лет назад появились микромицеты, метаболитами которых являются простые фенолы С6-С1 ряда (Nesckmann et al., 2002). Таким образом, конденсационный путь гумификации, с образованием продуктов ароматической природы, мог действовать на протяжении около 1500 лет истории биосферы и

приводить к накоплению $C_{орг}$ в первых почвах-пленках. Однако, относительный вклад биогенных и абиогенных катализаторов в этот процесс остается невыясненным.

Считается, что биогенные катализаторы гумификации (окислительные ферменты) более эффективны, т.к. обладают более высоким редокс-потенциалом. Одним из наиболее распространенных ферментов в почвенных продуцентах является лакказа (КФ 1.10.3.2, бензолдиол: кислород оксидоредуктаза) – это фермент, катализирующий окисление широкого спектра фенольных субстратов и некоторых ароматических аминов молекулярным кислородом, который восстанавливается до воды. Лакказа содержит четыре атома меди в активном центре. Существует две структурные формы фермента – двухдоменная лакказа (2D), продуцируемая только бактериями, и трехдоменная лакказа (3D), продуцируемая и бактериями, и грибами. Двухдоменная лакказа бактерий считается эволюционно древней формой фермента, появившейся около 2700 млрд лет назад и являющейся предшественником трехдоменных лакказ, появившихся у бактерий около 2550 млрд лет назад и у грибов около 1000 млрд лет назад (Janusz et al., 2020). Две формы лакказы существенно отличаются строением и физико-химическими свойствами. Двухдоменный белок представляет собой функциональный тример с молекулярной массой 30-40 кДа, имеет слабый редокс-потенциал (0.35-0.45 В), окисляет фенольные субстраты в щелочной среде (рН 7-10, оптимум 8-9), обладает термостабильностью (сохраняет активность в течение часа при 90С). 2D лакказы описаны в основном у стрептомицетов (Trubitsina et al., 2015, 2019, 2023). Трехдоменная лакказа – мономерный фермент с массой 50-60 кДа, имеет средний или высокий редокс-потенциал (0.4-0.8 В), окисляет фенольные субстраты в кислой среде (рН 4-6.5). Таким образом, две формы фермента могут дополнять друг друга в реакциях гумификации в широком диапазоне значений рН. Однако, роль 3D и 2D лакказ в гумификации и связывании углерода минеральными фазами почв была невыясненной.

При моделировании взаимодействия двухдоменных рекомбинантных лакказ стрептомицетов с гуминовыми кислотами и их высоко- и низкомолекулярными фракциями нами показано, что фермент катализирует исключительно реакции полимеризации и сополимеризации, способствуя таким образом молекулярной стабилизации структурных компонентов гуминовых веществ (Lisov et al., 2022), и связыванию с высокомолекулярными фракциями гумуса низкомолекулярных компонентов (таких, как фенольные кислоты) (Trubitsina et al., 2020). Таким образом, 2D лакказы способствуют реакциям гумификации и стабилизации $C_{орг}$ в щелочном диапазоне значений рН, где не работают 3D лакказы. Стоит отметить, что конденсационные реакции при гумификации в целом подвергаются критике (Lehmann and Kleber, 2015). Это связано с низкими концентрациями фенольных соединений в почвенных растворах (1-10 мкМ), сорбционными взаимодействиями субстратов (фенольных веществ) и продуктов с минеральными фазами, что вызывает вопросы о скоростях реакций, возможности их протекания в почвенных условиях. Кроме того, остается невыясненным, насколько конденсационные реакции способствуют секвестрации и стабилизации $C_{орг}$ в почвах. Для того, чтобы выяснить возможность протекания реакций конденсации в условиях, близких к природным, нами проведено моделирование синтеза гумусовых кислот из низкомолекулярных предшественников (фенольных кислот и аминокислот) в динамических проточных условиях при концентрациях субстратов 10 мкМ и в присутствии грибной лакказы, иммобилизованной на каолините, модифицированном гидроксидом алюминия (Zavarzina et al., 2018). Ферменты в почвах находятся в основном в состоянии, связанном с минеральными фазами (Sinsabaugh 2010). Активность лакказы составляла 0.02 Ед, что близко к природным значениям (Zavarzina et al., under consideration). Были получены данные по кинетическим константам окисления ряда фенольных кислот грибной лакказой, было показано, что насыщающая концентрация субстрата, при которой скорость окисления максимальна, составляет 10-20 мМ, что на 3 порядка выше, чем использованная в работе и соответствующая природным значениям. Было установлено, что несмотря на малое время взаимодействия фермент-субстрат и низкие концентрации субстрата, происходит окисление фенольных кислот, их конденсация до продуктов с массами до 900 Да (тримеры-тетрамеры),

которые связываются с минеральными фазами (Заварзина и др., 2022). Количество $S_{орг}$, связанного с минералом в присутствии лакказы было в 2 раза выше, чем без лакказы. Таким образом, на примере фермента, продуцируемого грибами и бактериями на протяжении 2700 млрд лет истории биосферы, однозначно доказана важная роль конденсационных реакций в гумификации, стабилизации почвенного ОВ и секвестрации атмосферной CO_2 .

Работа выполнена при поддержке грантов РФФ 17-14-01207 и 23-14-00152.

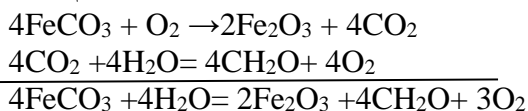
АНАЭРОБНАЯ ТРАНСФОРМАЦИЯ СИДЕРИТА – МИНЕРАЛА, СОПРЯГАЮЩЕГО БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ЦИКЛЫ ЖЕЛЕЗА И УГЛЕРОДА

Заварзина Д.Г.

Институт микробиологии им. С.Н. Виноградского ФИЦ «Фундаментальные основы
биотехнологии» РАН, 117312, Москва, проспект 60-летия Октября, д.7, к.2.

e-mail: zavarzinatwo@mail.ru

Сидерит ($FeCO_3$) – самый распространенный карбонат железа на Земле имеет осадочное или гидротермально-метасоматическое происхождение. Многие исследователи полагают, что этот минерал был первичным рудным компонентом железисто-кремнистых формаций докембрия (Krapež et al., 2003; Simonson et al., 2003; Холодов и Бутузова, 2004; Klein et al., 2005; Jiang and Tosca, 2019). Повсеместное накопление этих осадочных пород, состоящих в основном из кварца и минералов железа – сидерита, магнетита (Fe_3O_4) и гематита (Fe_2O_3), в период 3.2-1.8 млрд лет соответствовало этапу доминирования на Земле биогеохимического цикла железа. Важной особенностью сидерита является его метастабильность. Под воздействием кислорода этот минерал легко окисляется в зависимости от условий до аморфных фаз, гетита, гематита или других окислов железа. В процессе метаморфизма за счет взаимодействия сидерита с кварцем и водой могут образовываться целый ряд железосодержащих силикатов, имеющих значительное распространение в древних зеленокаменных поясах. Учитывая эфемерность сидерита и его месторождений судить об истинной роли этого минерала в геологической истории Земли возможно в большой степени на основе реконструкций, поскольку есть основания полагать, что роль эта во многом недооценена (Холодов и Бутузова, 2008). Широкая распространенность и химический состав сидерита определяют его центральную роль в сопряжении биогеохимических циклов углерода и железа, на что указывал Г.А. Заварзин (2011). Некоторые авторы полагают, что процессы, связанные с окислением сидерита могли внести весомый вклад в изменение состава атмосферы Земли (Bachan and Kump, 2015). Согласно приведенным ниже реакциям, при окислении сидерита молекулой кислорода выделяется 4 молекулы углекислоты, которая, в свою очередь, может быть вовлечена в процессы фотосинтеза, приводящие к накоплению кислорода при условии захоронения органического вещества:



Микробная трансформация железосодержащих минералов в анаэробных условиях рассматривается как один из ключевых факторов образования железисто-кремнистых формаций докембрия (Köhler et al., 2010; Konhauser et al., 2011; Thompson, K. J. et al., 2019), однако вопросы анаэробной трансформации сидерита до сих пор изучены недостаточно. До недавнего времени было известно, что к анаэробному окислению этого минерала способны аноксигенные фототрофные бактерии (Widdel et al., 1993; Ehrenreich and Widdel, 1994). Наши исследования последних лет показали, что этот процесс способны осуществлять многие экстремофильные бактерии, такие как алкалофилы – обитатели содовых озер и термофилы, населяющие наземные гидротермы, а также бактерии, развивающиеся в «нормальных

условиях» при нейтральных значения рН и умеренной температуре (Zavarzina et al., 2016, Gracheva et al., 2017; Zavarzina et al., 2020; Zavarzina et al., 2020; Zavarzina et al., 2023; Заварзина и др., 2023). Анаэробное окисление сидерита было исследовано как в чистых, так и в синтрофных и накопительных культурах. Во всех перечисленных случаях двухвалентное железо использовалось бактериям в процессе дыхания в качестве донора электронов, а в качестве акцептора электронов, по-видимому, выступали различные формы карбоната. Экспериментальные работы, проведенные нами как с алкалофильными, так и с термофильными микробными сообществами показали возможность автономного существования экстремофилов в исходно автотрофных условиях, с использованием в качестве источника энергии сидерита. При исследовании трансформации сидерита анаэробном термофильным сообществом была продемонстрирована возможность циклической трансформации сидерита за счет взаимопротивоположных микробных процессов, в результате которых происходило накопление типоморфных минералов железисто-кремнистых формаций докембрия – магнетита, гематита и сидерита, а также органического углерода в виде ацетата и керогена. Направление реакций определялось парциальным давлением углекислоты, накапливающейся в осадках в процессе микробного окисления сидерита.

Описанный анаэробный микробный цикл может иметь принципиальное значение для периода накопления железистых кварцитов, так как, в отличие от фото- или нитрат-зависимого железоокисления, он не ограничен доступностью акцепторов электронов, поскольку парциальное давление CO_2 и содержание карбонатов никогда не опускались ниже современного уровня на протяжении всей геологической истории Земли. Осуществляемая анаэробными термофилами циклическая трансформация сидерита представляет собой один из процессов, которые могли бы управлять биогеохимическими циклами углерода и железа на ранних этапах развития биосферы Земли, а также в современной подземной биосфере. Высокая доступность восстановленного железа и CO_2 компенсирует низкую энергетическую эффективность карбонат-зависимого окисления сидерита и при изменении парциального давления CO_2 делает возможным обратный процесс восстановления магнетита, во многом имея сходство с взаимопротивоположными реакциями кислородного фотосинтеза и дыхания, являющихся основными движущими силами в современном биогеохимическом цикле углерода.

ОЦЕНКИ БИОПРОДУКТИВНОСТИ БОЛОТНЫХ ЭКОСИСТЕМ И УПРАВЛЕНИЕ ЭМИССИЕЙ ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ

Зинченко А.В.*, Ивахов В.М., Парамонова Н.Н., Привалов В.И.

Главная геофизическая обсерватория им. А. И. Воейкова, СПб, ул. Карбышева д. 7

*e-mail: aresh-08@mail.ru

Болота покрывают 3% земной поверхности, но содержат около 20% от общего запаса органического углерода в почве (Swindel et al., 2019) поэтому изучение происходящих в них процессов имеет большое значение в контексте изменений климата. Для ландшафтов России заболачивание является типичным явлением, около 22% территории суши России занимают заболоченные земли (Вомперский, 1994). От правильности учета влияния болот в России зависит точность глобальных оценок источников и стоков парниковых газов (ПГ). Тем не менее, в количественных оценках влияния болот на баланс ПГ в атмосфере остается много неопределенностей.

Чисто научной целью работы является оценка биопродуктивности болотной экосистемы исходя из ее углеродного баланса. Более прикладной – обсуждение методов управления потоками парниковых газов от болот в атмосферу.

Усердный баланс углерода в болотной экосистеме (без учета возможных пожаров и выносы углерода проточными водами, причем поток направленный вниз считается положительным) описывается следующим уравнением:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{12}{44} NPP - \frac{12}{44} R_s - \frac{12}{44} E \quad (1)$$

$$NPP = GP - R_p$$

$\frac{dC}{dt}$ [(мгС) м⁻²год⁻¹] – удельная скорость накопления углерода в экосистеме болота,

NPP [(мгСО₂) м⁻²год⁻¹] – нетто поглощение СО₂ растениями (биопродуктивность),

R_s [(мгСО₂) м⁻²год⁻¹] – дыхание почвы,

E [(мг СН₄) м⁻²год⁻¹] – плотность потока метана из почвы,

GF [(мгСО₂) м⁻²год⁻¹] – поглощение СО₂ растениями за счет фотосинтеза,

R_p [(мгСО₂) м⁻²год⁻¹] – дыхание растений.

В уравнении (1) наиболее изменчивой и трудной для оценки составляющей является биопродуктивность. Она зависит от изменчивых метеоусловий, в первую очередь от потока фотосинтезирующей солнечной радиации, и от количественного и качественного состояния растительности. Биопродуктивность может меняться под воздействием антропогенных факторов, как ненамеренно (например, при загрязнении), так и сознательно.

Составляющие R_s и E меняются более плавно и легче поддаются измерениям и расчетам. Прине модельного расчета зависимостей R_s и E от уровня болотных вод (WTL) представлен на рисунке 1 (Зинченко и др., 2022).

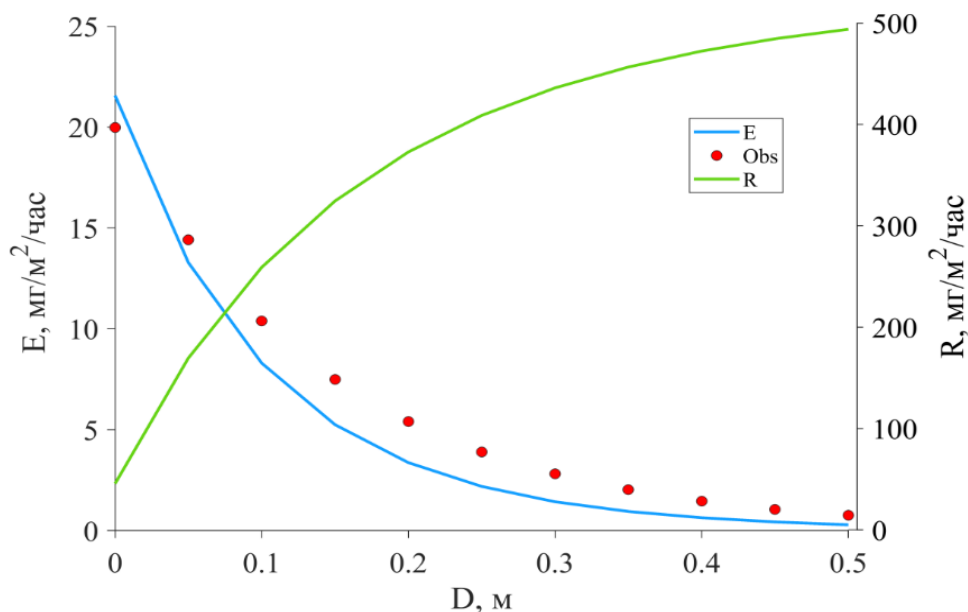


Рисунок 1 – Рассчитанные зависимости $E(D)$ и $R(D)$ при фиксированном профиле температуры почвы, также зависимость $E_{OBS}(D)$ по эмпирической формуле. D – глубина WTL

В большом количестве работ были выполнены оценки скорости накопления углерода в болотной почве. Оценки величины $\frac{dC}{dt}$ выполнялись разными методами как для длительных периодов времени (Веретенникова и др., 2021) так и для последних десятилетий (Вомперский и др., 2006). Перепишем формулу (1) для расчета биопродуктивности:

$$NPP = 3,67 \frac{dC}{dt} + R_s + 2,75 E \quad (2)$$

Полученная по формуле (2) оценка NPP не зависит от кратковременных флуктуаций, влияющих на неё величин.

Для сознательного управления эмиссий ПГ (CO_2 и CH_4) могут быть использованы следующие методы:

1. Обводнение/осушение болот (прямой эффект этих методов отражен на рис. 1.).
2. Увеличение/уменьшение биопродуктивности растений путем их посадок или изменений условий роста (оценки биопродуктивности могут быть получены на основе формулы (2)).
3. Микробиологическая фильтрация.

Микробиологический метод предполагает внесение дополнительных метанотрофных бактерий в верхние слои почвы. Этот метод был опробован на примере полигонов коммунальных отходов (Каллистова, 2007). Биофильтрация не изменяет баланс углерода, но уменьшает поток метана при соответствующем увеличении потока CO_2 . При этом уменьшается эквивалентная эмиссия ПГ, так как метан имеет более высокий потенциал глобального потепления (GWP).

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ВЕЛИЧИНЫ ПОТОКА УГЛЕРОДА С ПОВЕРХНОСТИ КРУПНЫХ ДРЕВЕСНЫХ ОСТАТКОВ В ЛЕСАХ ЮЖНОГО СИХОТЭ-АЛИНЯ

Иванов А.В.^{1*}, Замолодчиков Д.Г.²

¹Институт геологии и природопользования ДВО РАН

²Центр по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН

*e-mail: aleksandr86@mail.ru

Академик Георгий Александрович Заварзин в своих трудах одним из приоритетных направлений лесной экологии обозначил микогенный ксилолиз мертвой древесины в лесах и его вклад в биогеохимические циклы лесных экосистем. Благодаря Г.А. Заварзину в России сформировалось отдельное направление исследований крупных древесных остатков и получены ценные теоретические и прикладные результаты.

Крупные древесные остатки (КДО, также используют термины мортмасса, дербрис, валеж) – один из основных пулов углерода в лесных экосистемах. На долю запаса углерода КДО в общей биомассе лесов приходится 10-20% (Zhao et al., 2018). Разложение мертвой древесины создает поток углекислого газа и метана с его поверхности, который необходимо учитывать при балансовых расчетах. Определение запасов КДО и потоков углерода, связанных с их разложением, дает возможность получать более точные и корректные оценки бюджета углерода лесных экосистем. Крупные древесные остатки, в отличие от лесных подстилок, являются более долговременным хранилищем органического вещества, пролонгируя и сглаживая процесс углеродных потерь после катастрофических нарушений структуры лесов. Например, при возобновлении леса на гари или ветровале крупный валеж может сохраняться до момента достижения лесом 2-го класса возраста и дольше.

Цель работы – определить величину потока углерода с поверхности валежа на единице площади лесного насаждения во вторичных дубняках Уссурийского лесничества Приморского края (южный Сихотэ-Алинь). Полевые работы выполнялись на восьми пробных площадях 50×50 м, заложенных в лесах с доминированием дуба монгольского (50-100% по запасу), возникших в ходе пирогенной трансформации коренных кедрово-широколиственных лесов. Средний возраст насаждений составляет 70-90 лет, средний запас древесины 200 м³/га.

Запасы валежа, запасы углерода валежа и площадь поверхности валежа определялись методом линейных трансект, разработанным в ЦЭПЛ РАН (Грабовский, Замолотчиков, 2014). Эмиссию углерода с поверхности валежа измеряли камерным методом на протяжении сезонов 2015-2017 гг., включая зимний период. Фрагменты валежа были разделены на 3 стадии в зависимости от степени разложения. Выявлено значимое влияние на величину эмиссии стадии разложения: свежееупавшие стволы характеризовались существенно меньшим потоком углерода с поверхности по сравнению с частично разложившимися фрагментами (Иванов и др., 2018).

Запасы углерода валежа в дубняках по причине регулярных беглых низовых пожаров оказались весьма низкими 0.4-4.2 т С/га. Средняя площадь поверхности валежа составила 461 м²/га.

Были получены зависимости эмиссии углерода от температуры воздуха с учетом стадии разложения. С использованием непрерывного ряда температуры воздуха ближайшей метеостанции («Тимирязевский») были рассчитаны величины суммарной годичной эмиссии углерода с 1 м² поверхности валежа дуба, которые составили для первой стадии разложения 227 г, для второй стадии 314 г, для третьей стадии 522 г. Далее, используя данные о площади поверхности валежа всех трех стадий на 1 га, были оценены суммарные годовые потоки углерода от разложения валежа в дубняках. Полученные значения изменялись по пробным площадям в пределах 0.06-0.23 т С/(га год). Величина почвенной эмиссии углерода в этих лесах составляет 7-9 т С/(га год). Таким образом, разложение крупных древесных остатков во вторичных дубняках южного Сихотэ-Алиня создает дополнительный по отношению к почвенной эмиссии поток углерода величиной в 0.6-3.0%.

МОНИТОРИНГ ИЗЪЯТИЯ ФИТОМАССЫ НАСЕКОМЫМИ В ХОДЕ ВСПЫШКИ МАССОВОГО РАЗМНОЖЕНИЯ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ДИСТАНЦИОННЫХ ДАННЫХ

Ковалев А.В.^{1*}, Цикалова П.Е.²

¹Федеральный исследовательский центр КНЦ СО РАН, 660036, Красноярск,
Академгородок, 50

²Сибирский федеральный университет, 660041, Красноярск, пр. Свободный, 79
**e-mail: sunhi.prime@gmail.com*

Динамику вспышечных процессов в целом для России оценить крайне затруднительно. Ежегодные площади вспышек в России достигают 250–300 тыс. га (<https://rosleshoz.gov.ru>, Рослесхоз), Однако предсказать вспышку массового размножения лесных насекомых крайне трудно (если вообще возможно), поэтому обычно нет детальной информации о состоянии подвергнувшегося атаке насаждения до начала вспышки, тем более что для сибирских лесов вспышки чаще всего происходят в труднодоступных районах и наземные наблюдения за насаждениями и до вспышки, и после начала вспышки затруднены, и провести натурные обследования на всех этих территориях невозможно.

В связи с этим при расчете изменений баланса углерода при вспышках массового размножения для оценки потерь фитомассы и выделения диоксида углерода в атмосферу предлагается использовать ретроспективные дистанционные данные о состоянии насаждения и дистанционные данные о его текущем повреждении

Методы мониторинга изъятия фитомассы насекомыми рассмотрены на примере анализа насаждений в очаге массового размножения сибирского шелкопряда в Восточных Саянах, представляющего собой смешанные пихтово-березовые леса 80–120 летнего возраста, в 2019–2021 гг. Деревья каждой из породы представляют собой сомкнутые насаждения пихты сибирской и березы повислой.

Для слежения за изменением повреждений деревьев в насаждениях использовались данные NDVI со спутника Sentinel-2. Пространственное разрешение снимков 4x4 метра. В связи с частой облачностью в изучаемом регионе, ряд снимков исключен из исследования. В

среднем для периода 2019-2021 гг. рассматривалось 2-5 снимка в месяц. Для сезона 2019 было проанализировано 25 снимков; для сезона 2020 г. – 29 снимков, и в 2021 г. – 21 снимок.

Для насаждений в период до начала вспышки доля пикселей p с $NDVI > 0.7$ на поврежденной в будущем территории после опадения листьев у березы и до выпадения снега должна характеризовать долю площади, занятой хвойными насаждениями. Если же в год T насаждение подверглось нападению насекомых-вредителей деревьев хвойных пород, то сопоставление сезонной динамики $p(NDVI > 0.7)$ в сезон T с сезонной динамикой $p(NDVI > 0.7)$ в сезоны до начала вспышки может позволить оценить динамику освоения деревьев хвойных пород насекомыми.

На рисунке 1 отражена сезонная динамика доли пикселей в $NDVI > 0.7$ в 2019 г. (год начала видимых повреждений деревьев).

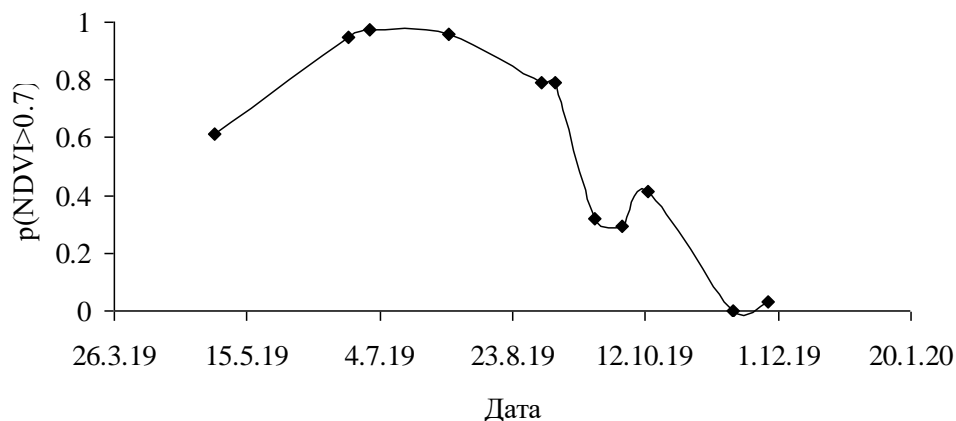


Рисунок 1 – Сезонная кривая доли p пикселей с $NDVI > 0.7$ для 2019 г.

Однако в годы после вспышки при оценке величины $NDVI$ в поврежденных насаждениях необходимо учитывать характеристики кустарников и травянистых растений, которые дают вклад в величину $NDVI$ после гибели деревьев верхнего яруса. Динамика $NDVI$ в такой ситуации отражена на рисунке 2, где в течение второго года вспышки в величине $NDVI$ включены данные по травянистым растениям.

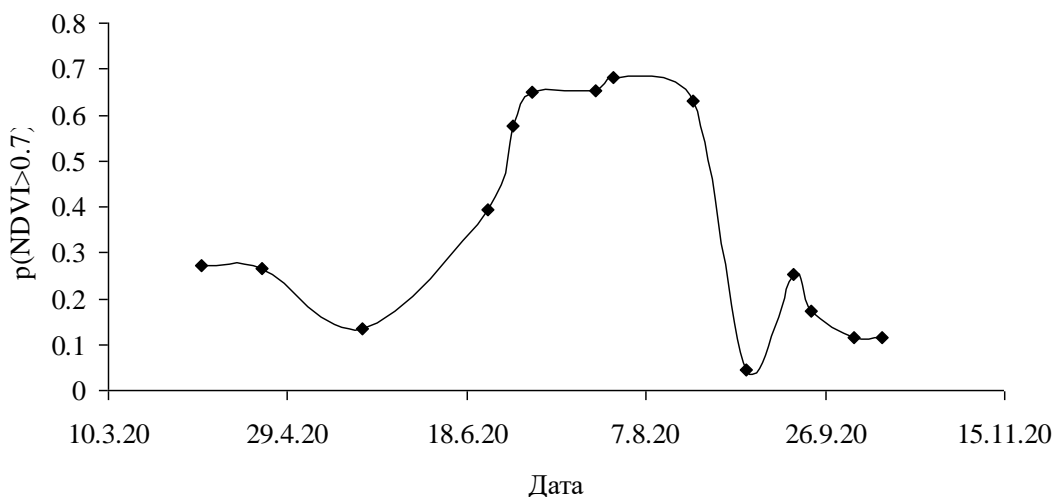


Рисунок 2 – Сезонная кривая $p(NDVI > 0.7)$ для 2020 г.

Левая ветвь кривой $p(NDVI > 0.7)$ из рисунка 2 (до середины мая 2020 г. характеризовала долю $p(NDVI > 0.7) \approx 0.30$ деревьев хвойных пород в насаждении.

Если бы деревья не повреждались насекомыми, то к концу июня – началу июля максимальное значение $p(NDVI > 0.7) \approx 0.95$, как и в годы перед вспышкой. Дальнейшее уменьшение значения $p(NDVI > 0.7)$ до 0.1 произошло, по-видимому, в связи с опадением листьев

у березы и достигло минимума к концу октября, когда на территории не осталось листового аппарата растительности всех видов.

Таким образом, по характеру сезонной динамики NDVI насаждения можно оценить площадь повреждения и объем изъятной хвои. На основе этих данных можно оценить количество выделенного в атмосферу в ходе вспышки диоксида углерода.

КОНКРЕЦИИ В СЕРЫХ ПОЛУГИДРОМОРФНЫХ ПОЧВАХ И В ИХ ОСУШЕННЫХ АНАЛОГАХ КАК ЧАСТЬ ЦИКЛА УГЛЕРОДА

Ковалев И.В.*, Ковалева Н.О.

МГУ имени М.В. Ломоносова, факультет почвоведения

Россия, г. Москва, Ленинские горы, МГУ, ГСП-1, д. 12

*e-mail: kovalevmsu@mail.ru

Аккумуляция и консервация почвами биофильных элементов и лигнина, как звено биологического круговорота веществ, обеспечивает устойчивость биогеоценозов и биосферы в целом. Познание механизма элементарного почвообразовательного процесса конкрециообразования невозможно без выяснения свойств содержащегося в новообразованиях органического вещества. Высвобождение некоторых органических соединений и биофильных элементов из биогеохимического круговорота осуществляется различными путями, в том числе и путем конкрециообразования. Как известно, индикатором интенсивности почвенных процессов, индуцируемых временным переувлажнением и сменой окислительно-восстановительных обстановок, служат почвенные новообразования, например, такие как железисто-марганцевые конкреции (ортштейны). Генезису ортштейнов посвящена обширная литература и обсуждается два типа механизмов ортштейнообразования: 1) хемогенный и 2) прямой или опосредованный биогенный. Предпочтение отдается биогенному пути образования конкреций. Но исследований, содержащих данные о качественном и количественном составе органических компонентов, и, в частности лигнина, а также биофильных элементов, в конкреционных новообразованиях при неизменном водном режиме, а также в условиях изменения естественного увлажнения недостаточно или отсутствуют вовсе.

Объект исследования: серые почвы разной степени гидроморфизма Коломенского ополья (Ступинский район, Московская обл.). Все исследованные почвы сформированы на близких или тождественных по гранулометрическому составу породах – крупнопылевато-иловатом покровном суглинке, и расположены на современной пашне. Профиль серой глееватой почвы обладает мраморовидной окраской иллювиальных горизонтов, большим количеством железисто-марганцевых конкреций (ортштейнов) в гор. Ap и Eb, сизыми кутанами. Для определения содержания и химического состава ортштейнов в первой декаде августа отбирали смешанные образцы почвы из 30 точек пробоотбора в шести повторностях весом около 2 кг из слоя 0-10 см. Выделенные из почвы, отмытые дистиллированной водой и высушенные на воздухе конкреции, отделяли от скелетных включений под лупой. Фракционирование ортштейнов осуществлялось через сита диаметром 1, 2 и 3 мм.

Основные методы. Лигнин определяли методом мягкого щелочного гидролиза органического вещества почв оксидом меди в азотной среде с последующим использованием газового хроматографического разделения (Ertel, Hedges, 1984) в модификации W. Amelung (1997) (Ковалев, Ковалева, 2008, 2016). Определение углерода, азота, серы выполнено на элементном CNS-анализаторе (VARIO EL, Elementar GmbH, Hanau). Изотопный состав углерода был измерен на масс-спектрометре Thermo-Finnigan Delta V Plus IRMS и элементном анализаторе Thermo Flash1112.

Результаты. Общее содержание и формы железисто-марганцевых конкреций в гумусовых горизонтах серых почв отражают степень гидроморфизма последних: их количество минимально в автоморфной почве – 0,3 г на 100 г почвы и максимально в

наиболее влажной глееватой почве – 2,2 г на 100 г почвы. При этом в почвах с естественным увлажнением независимо от влажности года и характера использования содержание конкреций остается близким или тождественным на протяжении 30 лет. При нарастании гидроморфизма меняется и фракционный состав ортштейнов – увеличивается содержание фракции 3-5 мм – с 2,2 до 15,7, %; 2-3 мм – с 18,9 до 35,9 %; уменьшается содержание фракции 1-2 мм – с 78,7 до 47,9 % (Ковалев, 2014). Аналогичные закономерности наблюдаются и в распределении биофильных элементов в ортштейнах во все годы наблюдений. Содержание углерода во всех фракциях конкреций выше в гумусовых горизонтах гидроморфных почв по сравнению с автоморфными независимо от обеспеченности года осадками: 1,60-1,75 % и 0,91-1,08 %, соответственно. С увеличением размера фракций ортштейнов уменьшается содержание в них органического углерода и азота во всех исследованных разностях почв во все годы исследований. Поэтому сужается и величина отношения C:N. Накопление углерода и азота в мелких фракциях связано с участием микроорганизмов на начальных стадиях в процессе образования конкреций. Содержание органического вещества в конкрециях в целом в 1,5 раза ниже, чем в мелкоземной гидроморфной и автоморфной почве. Во всех исследованных разностях почв коэффициенты концентрирования углерода и азота меньше 1 (K_c – коэффициент концентрирования – отношение абсолютного содержания элемента в конкреции к его содержанию в горизонте). Подобный факт уменьшения величин коэффициентов концентрирования для углерода в конкрециях почв можно считать его доказательством подчиненной роли биогенного фактора в формировании конкреций. Нами впервые показано, что в ортштейнах (свыше 100 образцов) содержится лигнин высших растений. (коэффициент концентрирования значительно ниже 1), но во всех фракциях конкреций «автоморфных» и гидроморфных светло-серых почв суглинистого типа. В ортштейнах серых почв периодического переувлажнения (глубокооглеенных («автоморфных») и глееватых) содержание лигнина (суммарного количества продуктов окисления лигнина, VSC) в 10 раз меньше, чем в мелкоземной почве (0,8-1,4 и 9,5-10,8 мг/с Сорг., соответственно), однако содержание кислот превышает количество альдегидов. Степень трансформации лигнина в железисто-марганцевых конкрециях увеличивается в 4 раза. Молекулы гуминовых кислот Fe-Mn конкреций имеют в два раза большую ароматичность по сравнению с гуминовыми кислотами почв. Однако, и количество карбоксильных структур в гуминовых кислотах ортштейнов в два раза выше, чем в гумусе почв. Впервые показано, что возраст ортштейнов серых лесных почв превышает 1600 тыс. лет. Композиционные соотношения лигниновых фенолов остаются близкими как в почвах, так и в ортштейнах. При этом отношение сирингилов к ванилинам имеет значение, близкое к единице, что свойственно тканям березы. Изотопный состав углерода разных фракций обнаруживает в них остатки современных видов растений (26,3–27,4 $\delta^{13}C$, ‰) и подтверждает роль лигнина в формировании ортштейнов с одной стороны и характеризует приемлемые условия (влажно и тепло) произрастания растений, в том числе и берёзы, с другой (Ковалев и др., 2023). Осушение усиливает микробиологическую деятельность не только в почвах, но и ортштейнах, что подтверждается снижением общей массы самих ортштейнов, увеличением содержания серы на фоне значимого уменьшения количества азота (N, %) и углерода (C, %), отношения C/N, лигнина не только по отношению к контролю, но и, что важно, по отношению к первым годам последствия дренажа. Итак, осушение способствует замыканию биогеохимических циклов, высвобождая углерод из конкреций, особенно в крупных фракциях, по мере деградации осушаемых почв.

Расчеты запасов углерода в ортштейнах почв начальных стадий гидроморфизма позволяют изменить мнение о малой роли конкрециеобразования в накоплении биофильных элементов и, в частности углерода, соответственно дают основание учитывать их при построении моделей, например, по стоку углерода. Так, в слое серой глееватой почвы (0 - 20 см) запасы углерода составляют 53,0 т/га, запасы ортштейнов достигают 62,6 т/га, а запасы углерода в ортштейнах этой почвы – 1,09 т/га. Следовательно, при моделировании (расчете) балансов по углероду в биосфере необходимо учитывать эти элементы в минеральных почвах

начальных стадий заболачивания, наиболее распространенных в гумидных областях, в конкреционных новообразованиях этих почв, и что особенно важно, в осушенных гидроморфных почвах, площадь которых достигает несколько млн га в РФ.

Работа выполнена при поддержке гранта РНФ № 23–24–00155.

ПОГРЕБЕННЫЕ ПОЧВЫ ГЕОАРХЕОЛОГИЧЕСКИХ ПАМЯТНИКОВ КАК ДЕПО УГЛЕРОДА

Ковалева Н.О.*, Ковалев И.В.

Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова
Россия, Москва, Воробьевы горы, МГУ, д.1., стр. 12, факультет Почвоведения

**e-mail: natalia_kovaleva@mail.ru*

Исследованию цикла углерода в последние годы посвящены многочисленные работы (Кудеяров и др., 2007; Романовская и др., 2023; Курганова и др., 2024; Лукина и др., 2024 и пр). Однако мало кто (Чуков, 2015; Журавлева, 2021) обращал внимание на потенциал погребенных почв различного возраста, и особенно их гумусовых горизонтов, захороненных под валами и курганами, а также в конструктивных частях геoarхеологических памятников. В XVI в. образование единого Российского государства потребовало решения двух новых задач: защиты южных рубежей от нападения различных кочевых сообществ и расширения хозяйственной базы за счет освоения новых земель. Обе задачи были взаимосвязаны и требовали энергичного наступления на чернозёмные степи и лесостепи, простиравшиеся за Окой. Военная, экономическая, социальная и политическая история продвижения России в лесостепной и степной зонах сопровождалась процессом освоения высоко-гумусированных чернозёмных почв. Поэтому к данной территории приурочены и фортификационные сооружения Белгородской оборонительной черты, которая протянулась от Белгорода до Ульяновска более чем на 1000 км, погребая под собой гумусовые горизонты черноземов, накапливая органическое вещество в многоярусных сооружениях рвов перед и за валами, а также в слоистых конструкциях самих памятников.

Развитие методической базы фракционирования почвенного органического вещества (химических, физических, биологических) дало представление о разных типах его стабилизации в почве. По характеру биодоступности почвенное органическое вещество почв подразделяется на лабильное – наиболее доступное микроорганизмам и ферментам, следовательно быстроминерализуемое, и стабильное – устойчивое к микробной деградаци, сохраняющееся в почве в течение длительного времени (Семенов, Когут, 2015). Дифференциация пулов органического вещества, основанная на времени его формирования и обновляемости, включает молодой и старый пулы (Ларионова и др., 2011). В зависимости от времени оборачиваемости органическое вещество может быть активным (доступное, быстро утилизируемое микроорганизмами) со временем оборачиваемости 3 – 10 лет, медленным (физически защищенное органическое вещество микро и макроагрегатов) со временем полного оборота от 10 до 100 лет и пассивным (недоступное микроорганизмам органическое вещество) со временем оборота более 100 лет (Семенов и др., 2004).

Целью данного исследования стало изучение биологической активности и запасов углерода в разновозрастных почвах, погребенных под геoarхеологическими памятниками, в их конструкциях и сопутствующей системе рвов. В качестве объектов исследования были выбраны хронокатены почв Козловского, Урляпова, Тамбовского валов Белгородской оборонительной черты. Хронокатена почв, заложенная в 30 км к югу от г. Тамбов на территории Тамбовского участка Белгородской засечной полосы неподалеку от д. Кузьмина Гать, включала чернозем обыкновенный окультуренный на пашне (его распашка не прерывалась более 400 лет), чернозем обыкновенный 400-летнего возраста – на Тамбовском валу, лугово-черноземную почву в днище рва у Тамбовского вала, чернозем выщелоченный,

погребенный под Тамбовским валом. Хроноряды почв на Козловском и Урляповом валах состоят из чернозема оподзоленного на валах 1638-1642 гг. возведения, чернозема выщелоченного под валом и фонового разреза на пашне в 15 м от раскопа – агрочернозема выщелоченного, а также лугово-черноземной почвы в днище рвов.

Методы исследования включали определение углерода на CNS-анализаторе, определение плотности сложения почв, изотопного состава органического углерода на изотопном анализаторе, радиоуглеродное датирование погребенных слоев и почвенных горизонтов. Величину общей микробной биомассы определяли методом субстратиндуцированного дыхания (Anderson, Domsch, 1978).

Содержание и запасы углерода в почвах исследованных валов достигают максимальных значений в культурных слоях и погребенных под валами горизонтах. Кривая распределения углерода по профилю имеет бимодальный характер: в верхних горизонтах на валу содержание углерода достигает 4-5 %, и такая же величина около 4 % регистрируется на глубине около 110 см. В фоновом разрезе содержание и запасы углерода в 2 раза меньше и постепенно снижаются вниз по профилю. В днище рва содержание органического углерода в верхних горизонтах достигает 3%.

В почвах Козловского вала отмечены невысокие показатели содержания углерода микробной биомассы и базального дыхания. Однако максимумы их значений фиксируются в первом от поверхности (до подсыпки вала) погребенном горизонте и в пахотном горизонте фонового агрочернозема. Вниз по профилю обсуждаемые величины постепенно снижаются. На Урляповом валу содержание углерода микробной биомассы в верхнем горизонте в два раза больше по сравнению с фоновой почвой, поскольку вал расположен в лесу, и за счет подстилки содержание углерода микробной биомассы здесь больше. Между показателями содержания углерода микробной биомассы и базального дыхания существует достоверная корреляция ($r=0,9$). В течение первой стадии минерализации скорость выделения CO_2 из современного фонового пахотного горизонта в 3 раза превышала эмиссию углекислоты из погребенного горизонта, а из современного минерального горизонта выделение CO_2 было в четыре раза выше, чем из погребенного горизонта.

Данные по радиоуглеродному датированию и изотопному анализу углерода ($\delta^{13}C$) показали, что процессы естественной эволюции почв в истории Тамбовской равнины преобладали над антропогенными и подчинялись изменениям климата. Однако уже в погребенных пахотных горизонтах средневекового возраста изотопные отношения составляют (-25,6‰) и (-25,4‰), то есть характеризуют самые сухие климатические эпизоды в рассматриваемом ряду почв. Это малый климатический оптимум голоцена, и начало активного антропогенного изменения ландшафтов. Изменения изотопных отношений в сторону увеличения увлажненности климата (-25,6 ‰) – характерны для дневных горизонтов почвы и отражают тенденцию усиления увлажненности климата в малый ледниковый период 17-19 века, что приводит к развитию лугово-черноземных почв в почвенном покрове и к увеличению содержания гумуса в них.

Таким образом, величины содержания и запасов органического углерода подтверждают результаты морфологического анализа изученных раскопов и позволяют диагностировать один слой подсыпки валов, два гумусовых горизонта погребенных почв и конструктивные особенности земляных сооружений (земляные кирпичи, послойно-ленточные строение, натоптыши). Содержание и запасы гумуса в погребенных под валами почвах идентичны его количеству в дневных черноземах на валу и соответствует черноземному типу гумусонакопления. Максимальные величины дыхательного коэффициента при невысоких в целом показателях микробного дыхания обнаружены в дневных почвах на валу под лесом и в погребенной части профиля под степной растительностью. Содержание углерода в пахотных горизонтах фоновых почв уменьшилось по сравнению с почвами, погребенными под валами, вероятно, в результате процессов агрогенной дегумификации. Следовательно, погребенные черноземы служат резервуаром депонированного углерода.

ПУЛЫ УГЛЕРОДА И ПЕРВИЧНАЯ ПРОДУКЦИЯ В ЛУГОВЫХ ФИТОЦЕНОЗАХ ЛЕСОСТЕПНОЙ ЗОНЫ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

Коронатова Н.Г.* , Вишнякова Е.К., Косых Н.П., Миронычева-Токарева Н.П.
Институт почвоведения и агрохимии СО РАН, 630099 Новосибирск, проспект Академика
Лаврентьева, 8/2.

*e-mail: koronatova@issa-siberia.ru

Экосистемы лугов и степей являются высокопродуктивными (1000–4500 г сух.вещ./м² год) и характеризуются преобладанием запасов и продукции в подземной сфере фитоценоза (70–88%) и высокой скоростью оборота углерода (от 1 до 4 лет) (Биологическая продуктивность ..., 1988). В настоящее время естественные травяные экосистемы Евразии сохранились в основном в заповедниках, а на остальной территории подвержены антропогенному прессу в виде распашки, выпаса или сенокосения (Мордкович и др., 1985). В Западной Сибири степные и луговые экосистемы встречаются в лесостепной и степной зонах, занимая разные позиции на катенах (Мордкович и др., 1985; Структура, функционирование ..., 1974, 1976). Целью данной работы стала оценка пулов углерода и первичной продукции фитоценозов в ненарушенных лугах лесостепной зоны Западной Сибири.

Объекты исследования расположены в Новосибирской области (55.05с.ш., 83.92 в.д.), представляют собой фрагментарные луговые участки, которые перемежаются с кустарниково-древесной растительностью и занимают верхние и средние части северных склонов. Для изучения было выбрано пять луговых участков площадью около 2500 м², где полевые работы проводили в первой декаде июля 2023 г. На каждом участке было сделано по 12 укосов надземной растительной биомассы и подстилки с площадок 50×50 см, а также отобрано по 12 почвенных монолитов площадью 10×10 см до глубины 30 см, которые разделяли по 10-сантиметровым слоям глубины. Свежие укосы разбирали по видам, отделяли вегетативные и генеративные части растений и в отдельную фракцию собирали ветошь – отмершие части растений, стоящие на корню. Подземные органы растений из монолитов отмывали водой на ситах с ячейками 0,5 мм и после высушивания разбирали на живые и мёртвые органы. Надземную первичную продукцию рассчитывали в зависимости от величины зелёной фитомассы и надземной мортмассы (Продуктивность травяных ..., 2020); подземную продукцию считали равной запасу живых подземных органов. Содержание углерода в растительных фракциях определяли на автоматическом CHNS-анализаторе (EURO EA3000) и пересчитывали на абсолютно сухое вещество.

В лугах Новосибирской области содержание углерода варьировалось между видами от 44,7 до 50,0% в пересчёте на абсолютно сухую массу для надземных органов и от 44,2 до 51,4% – для подземных. Среднее содержание углерода незначительно различалось между разнотравьем (47–48%), бобовыми (48–49%) и злаковыми (46–48%). Содержание углерода в ветоши составило 45,8±0,2, в подстилке – 46,4±0,3%, разница в содержании С в этих фракциях мортмассы была статистически значима (t-тест: $F = 2,0806$, $p = 0,0319$).

Видовой состав растительности и число видов, которые вносят основной вклад в общую надземную фитомассу оказались индивидуальными для каждого участка. Средний пул углерода надземной фитомассы на участках изменялся от 150 до 210 гС/м², надземной мортмассы – от 140 до 320 гС/м², причём на подстилку пришлось 89–95% от надземной мортмассы. В надземной сфере отношение фитомассы к мортмассе было 0,6 на двух участках и около 1,0 на остальных трёх участках. Пул углерода подземной биомассы составил от 860 до 1110 гС/м², причём на живые органы пришлось 2/3–3/4 от общей массы, а в верхних 10 см почвы сосредоточено 73% подземных органов и ещё 20% – в слое 10–20 см. Общий средний

запас углерода всего растительного вещества варьировался от 1160 до 1640 гС/м². Масса подземных растительных органов преобладала над надземной, составив 70% от общей биомассы, что типично для травяных экосистем (Биологическая продуктивность ..., 1988; Продуктивность травяных ..., 2020).

Среднее значение надземной продукции изменялось от 260 до 420 на разных участках, подземной – от 530 до 740 и общей – от 800 до 1060 гС/м² в год. При этом отношение подземной продукции к надземной варьировалось от 1.6 до 2.1 на четырёх участках и достигло 3.0 на одном участке.

В целом, основной пул углерода фитоценозов в исследованных луговых экосистемах сосредоточен в подземных органах. Отношение запаса углерода подземных частей к надземным, а также подземной чистой первичной продукции к надземной составило от 2 до 3.

Работа выполнена в рамках реализации важнейшего инновационного проекта государственного значения «Разработка системы наземного и дистанционного мониторинга пулов углерода и потоков парниковых газов на территории Российской Федерации, обеспечение создания системы учета данных о потоках климатически активных веществ и бюджета углерода в лесах и других наземных экологических системах» (рег. № 123030300031-6).

ПОЧВЕННОЕ ДЫХАНИЕ И СЕКВЕСТРАЦИЯ УГЛЕРОДА

Кудеяров В.Н

Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН

г. Пушкино, Московская обл., Институтская ул., 2

e-mail: vnikolaevich2001@mail.ru

Многие тысячелетия до середины 19-го века концентрация CO₂ в атмосфере Земли поддерживалась ниже 300 ppm (Friedlingstein et al., 2010; 2022), поскольку все источники углекислого газа были в относительном равновесии с его стоком в наземные экосистемы и океан. Самый большой глобальный источник CO₂ – почвенное дыхание.

В почве представлены два основополагающих процесса углеродного цикла, имеющих противоположные векторы: микробное (гетеротрофное – RH) дыхание и гумусообразование (сток углерода атмосферы в устойчивые к минерализации органические соединения). В долгопериодном отрезке времени (тысячи лет) именно гумусонакопление в почвах служило демпфером резкого изменения концентрации CO₂ в атмосфере.

Промышленная революция вызвала взрывной характер роста CO₂ в атмосфере и в 2022 году концентрация CO₂ в ней достигла 417 ppm, что на 51% выше доиндустриального уровня. В течение десятилетия 2012-2021 гг. антропогенная эмиссия CO₂ (индустриальная + изменение землепользования) достигала 10.8±0.6 Гт С/год. (Global carbon, 2022). Эта величина относительно естественной эмиссии CO₂ (наземные экосистемы + океан) составляла всего лишь 5%, но именно антропогенный прирост углекислоты в атмосфере явился триггером для активации всех процессов углеродного цикла, включая общее (SR) и RH почвы. Возможно также и удлинение вегетационного периода в бореальном поясе.

Как полагают (Sitch et al., 2015) увеличение стока CO₂ и RH почв обусловлены увеличением чистой первичной продукции (NPP) естественных экосистем вследствие удобрительного воздействия (фертилизации) на растительные сообщества повышающейся концентрации CO₂ в атмосфере. Общая величина NPP на Земном шаре в 2021 г. оценивалась в 62.9 Гт С/год, а в Северном полушарии без тропических регионов – 24.0 Гт С/год (Global Carbon Project, 2022). При этом RH почв Мира оценено в 57.4 Гт С/год, а почв Северного полушария без тропиков – 21.8 Гт С/год. Отсюда можно сделать вывод, что бореальная зона и зона умеренного климата являются территориями стока CO₂ в размере 2.9 Гт С/год. Весьма

интересен факт, что величины отношения RH/NPP для мировых экосистем, Северного полушария без тропиков и тропических экосистем очень близки: 0,91, 0,91 и 0,92 соответственно.

Работы по оценке вклада почвенного покрова России в глобальное почвенное дыхание были начаты в 1992 г. по инициативе акад. Г.А. Заварзина в рамках Государственной научно-технической программы (ГНТП) «Глобальные изменения природной среды и климата». По результатам первых работ в рамках проекта в 1993 г. был опубликован сборник «Дыхание почв» (ред. Г.А. Заварзин, В.Н. Кудеяров, 1993). В предисловии к сборнику Георгий Александрович обрисовал глобальную картину состояния цикла углерода на период начала 90-ых годов прошлого века. Цикл углерода в наземных системах, как отмечал Г.А., определяется балансом между поглощением CO_2 наземной растительностью и дыханием почвы. Например, в гумидном тропическом поясе интенсивный фотосинтез полностью уравнивается не менее интенсивным, а потенциально и более интенсивным дыханием почвенных организмов. Несмотря на высокую скорость оборота CO_2 в годичном цикле, влияние таких экосистем на баланс CO_2 в почве может быть незначительным. С другой стороны, возможна такая ситуация, при которой умеренный или даже слабый фотосинтез не уравнивается еще более слабым дыханием и при этом происходит нетто-сток углерода в экосистемах. Отражением этого процесса будет накопление органического углерода в экосистеме. Крайним примером таких экосистем могут служить тундры, где происходит оторфовывание почвы и накопление органического углерода. Но в глобальном масштабе NPP тундры невелика и максимум накопления в наземных экосистемах углерода приходится на гумидный пояс Северного полушария. Именно этот пояс имеет наибольшее значение для глобального баланса углерода, поскольку аридный пояс отличается небольшой NPP и быстрым разложением органического вещества. Первые оценки дыхания в целом почвенного покрова России были сделаны в 1995 г. (Кудеяров и др., 1995). На основе собранной за предшествующие 20 – 30 лет базы данных по почвенной эмиссии CO_2 был рассчитан его общий поток в атмосферу с сухопутной территории России за вегетационный сезон и составлена карта-схема выделения CO_2 различными почвами.

Оценки дыхания почвенного покрова России разными авторами на протяжении последней четверти века сделаны в работах (Курганова, Кудеяров, 1998; Кудеяров, 2000; Kurganova, 2003; Nilsson et al., 2000; Mukhortova et al., 2015; Dolman et al., 2012; Muhortova et al., 2021).

Величины гетеротрофного дыхания почвенного покрова России по оценкам авторов находятся в пределах 2,9 – 3,4 Гт $C-CO_2$ /год с ошибкой не менее, чем 20%.

Имеется мировая проблема, как при продолжающемся росте эмиссии CO_2 (антропогенной и RH почвы) увеличить секвестрацию углерода в почвах. В случае земледелия секвестрация углерода заключается в наращивании в почвах запасов углерода в форме чистой биомной продукции (NBP). В большинстве публикаций под термином «секвестрация углерода» в почве понимается накопление остаточного органического углерода в почве в результате приемов, связанных, либо с внесением различных органических удобрений (навоз, компосты, биоуголь и др.), либо с выращиванием покровных культур, сидератов или беспашенная система земледелия. Все перечисленные приемы имеют свои особенности и при строгом рассмотрении не всегда подходят под определение «секвестрация».

Для оценки уровня секвестрации углерода в почвах необходимо определение баланса между эмиссией CO_2 из почвы и величиной нового почвенного стока органического углерода в форме NBP продукции. Сток углерода в NEP продукцию (легко минерализуемые формы углерода) определяет краткосрочную неустойчивую секвестрацию углерода. Переход органического углерода из NEP пула в NBP пул (иными словами процесс гумификации) длительный процесс и сопровождается потерей углерода в результате RH и эмиссией CO_2 в атмосферу.

Анализ данных многолетних полевых экспериментов показал, что применение органических удобрений (прежде всего навоза) и различных компостов, являющихся чистой экосистемной продукцией, можно отнести к кратковременному типу секвестрации углерода. Затраты NPP и NEP (т С/га) на 1 т С/га в NBP-пуле могут колебаться от нескольких до десятков тонн С/га в зависимости от продолжительности и доз внесения органического удобрения в почву. Затраты NPP и NEP на образование NBP отражают коэффициент гумификации растительных остатков.

Сельскохозяйственные угодья России обладают высоким потенциалом секвестрации углерода на образовавшихся залежах. С позиций политики достижения «углеродной нейтральности» нецелесообразен возврат залежей в пахотные угодья. При этом следует принимать во внимание тот факт, что распашка залежей или луговых угодий приводит к быстрой потере накопленного органического углерода. Залежи в РФ образовались в основном на деградированных и сильно деградированных почвах и в процессе их забрасывания началось восстановление, заключающееся в накоплении в почвах гумуса. Распашка залежей без применения должных систем мелиорации, удобрений и почвосберегающих технологий в земледелии неизбежно приведет к возобновлению эрозии и быстрой потере накопленного десятилетиями органического углерода.

ЧЕТВЕРТЬ ВЕКА НЕПРЕРЫВНЫХ НАБЛЮДЕНИЙ ЗА ЭМИССИЕЙ CO₂ ИЗ ПОЧВ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ ЮЖНОГО ПОДМОСКОВЬЯ: АНАЛИЗ ВРЕМЕННОЙ ВАРИАбельНОСТИ И ЭМПИРИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ

Курганова И.Н.*, Лопес де Гереню В.О., Хорошаев Д.А., Сапронов Д.В.,
Мякшина Т.Н., Кивалов С.Н.

¹Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН, Пущино

**e-mail: ikurg@mail.ru*

Являясь одной из основных статей углеродного баланса в наземных экосистемах, эмиссия CO₂ из почв (ЭM_{CO2}), отличается высокой временной и пространственной вариабельностью. Определение ЭM_{CO2} из почв является также необходимым элементом при изучении экосистемных потоков CO₂ методом вихревых пульсаций. Особый интерес представляют длительные ряды наблюдений за эмиссией CO₂ из почв в различных экосистемах, поскольку они позволяют: (I) получить адекватные оценки месячных, сезонных и годовых потоков CO₂ из почв и их межгодовой вариабельности, (II) определить отклик сезонных и годовых потоков CO₂ из почв на современные климатические тренды и сукцессии растительности, и (III) провести параметризацию и верификацию математических моделей для получения прогнозных оценок ЭM_{CO2} из почв в условиях изменяющегося климата. В рамках представляемой работы, опираясь на данные непрерывного 25-летнего мониторинга за ЭM_{CO2} из почв двух лесных экосистем южного Подмосковья проведен анализ межгодовой вариабельности месячных, сезонных и годовых потоков CO₂ из почв и выявлены факторы, которые ее определяют. На основе имеющегося ряда эмпирических данных была оценена температурная чувствительность ЭM_{CO2} и протестированы 3 типа нелинейных T&P моделей с целью оценки соответствия расчетных данных результатам полевых измерений.

Наблюдения за ЭM_{CO2} из почв проводили непрерывно, начиная с ноября 1997 г. в двух лесных ценозах, расположенных на территории Приокско-Террасного биосферного заповедника (ПТБЗ, квази-климаксный смешанный лес, песчаный дерново-подбур) и вблизи опытно полевой станции Института физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН (вторичный лиственный лес, суглинистая серая почва). ЭM_{CO2} из почв, включающую корневую и микробную составляющие, определяли круглогодично (3–5 раз в месяц) с использованием камерного статического метода. Параллельно контролировали

температуру (T_p) и влажность (W_p) почвы в слое 0–5 см. В работе обобщены данные 25-летних измерений (1998–2022), в течение которых наблюдались самые разные сочетания погодных условий. Для их характеристики на основе рядов метеорологических данных, представленных среднемесячными температурами воздуха (T_v , °C) и месячными суммами осадков (P , мм), наряду со среднегодовыми значениями T_v (MA_T , °C), годовыми суммами осадков P (SP , мм), суммами осадков за периоды май–август (SP_{5-8}) и май–сентябрь (SP_{5-9}), были рассчитаны индексы влажности (WI_{5-8} , WI_{5-9}) и гидротермический коэффициент Селянинова за летний период (HTC_{6-8}).

Оценка температурного отклика величины $ЭM_{CO_2}$ из почв в исследуемых лесных экосистемах проводилась для всего 25-летнего ряда экспериментальных данных, для совокупностей данных по отдельным календарным сезонам, а также за сухие, влажные и нормальные по условиям увлажнения годы и дифференцированно для каждого года в отдельности. Температурный коэффициент Q_{10} , рассчитывали на основе линейной регрессионной зависимости между натуральным логарифмом $ЭM_{CO_2}$ и T_p на глубине 5 см. Значения Q_{10} оценивали для всего ряда данных и для выборки значений $ЭM_{CO_2}$, измеренных в интервале T_p выше 1°C, с тем, чтобы избежать влияния процессов замораживания и оттаивания на величину Q_{10} .

Наши расчеты показали, что в период с 1998 по 2014 г. суммарная годовая $ЭM_{CO_2}$ из почв лесных ценозов демонстрировала очень близкие значения, свидетельствуя о том, что тип почвы не оказывает значимого влияния на годовую $ЭM_{CO_2}$ из почв в этот период. Начиная с 2014 г., годовые потоки CO_2 из серой суглинистой почвы становятся существенно выше таковых из супесчаного дерново-подбура, что, по всей вероятности, связано с понижением уровня грунтовых вод в лесном ценозе ПТБЗ вследствие усиления аридизации климата в регионе. Это привело к уменьшению эмиссионных потерь CO_2 из песчаного дерново-подбура и практически не отразилось на потоках CO_2 из серых суглинистых почв. Средние многолетние величины годовой $ЭM_{CO_2}$ из почв лесных ценозов составили 579 ± 46 и 621 ± 56 г $C/m^2/год$ для дерново-подбура и серой почвы, соответственно, и достоверно между собой не различались. Выявлена положительная связь величины годовых потоков CO_2 из почв лесных ценозов с метеорологическими индексами, основанными на количестве осадков за разные временные периоды (SP_{5-8} , SP_{5-9} , WI_{5-8} , WI_{5-9} , HTC_{6-8}). Обнаруженные зависимости были более выражены для песчаного дерново-подбура по сравнению серой суглинистой почвой.

Выявлено, что величина $ЭM_{CO_2}$ характеризуется высокой временной вариабельностью на всех уровнях осреднения – месячном, сезонном и годовом. Величина месячных потоков CO_2 из почв контролируется среднемесячной T_v , в то время как величина годовых потоков CO_2 из почв в большей степени зависит от значений летнего гидротермического коэффициента. Самым стабильным показателем, характеризующим особенности сезонного распределения потоков CO_2 в пределах года, является вклад теплого периода (май–октябрь) в суммарный годовой поток CO_2 из почв, в среднем составлявший 73–77%.

Температурная чувствительность $ЭM_{CO_2}$ из дерново-подбура песчаной текстуры была выше, чем серой суглинистой почвы: 2.47 vs 2.26. Межгодовая изменчивость значений Q_{10} для $ЭM_{CO_2}$ в лесных экосистемах составляла 18–40% в зависимости от температурного интервала, для которого проводился расчет, и уровня засухливости/увлажненности года исследований. Так, значения Q_{10} для значений $ЭM_{CO_2}$ из изученных почв в засушливые годы были в 1.3–1.4 раза ниже, чем в годы с нормальным уровнем влажности. Для обоих типов почвы мы наблюдали значительную положительную корреляцию значений Q_{10} с количеством осадков и индексами влажности WI_{5-8} и WI_{5-9} в разные периоды вегетационного сезона. Наши результаты наглядно показали, что влагообеспеченность, которая определялась условиями засухливости в течение вегетационного периода, была ключевым фактором межгодовой изменчивости значений Q_{10} в лесных экосистемах умеренного пояса, а гранулометрический состав почвы влиял на тесноту связи между температурной чувствительностью $ЭM_{CO_2}$ и метеоиндексами.

Все версии T&P модели удовлетворительно описывали многолетнюю временную динамику среднемесячной интенсивности SR под лесной растительностью. Выявлено, что для песчаного дерново-подбура целесообразнее использовать модели, учитывающие запасы C в верхнем 0–10 (или 0–20) см слое почв, в то время как для суглинистой серой почвы наилучшие результаты показывала модель Райха-Хашимото (TRPrh), в которой учитывается количество осадков за текущий и предыдущий месяцы. Использование T_p для параметризации модели давало лучшие результаты, чем применение T_v.

Таким образом, мы заключаем, что сумма осадков и индексы влажности, рассчитанные на ее основе для разных периодов вегетационного сезона, являются теми параметрами, которые определяют величину годовых потоков CO₂ из почв и температурную чувствительность почвенной ЭMCO₂ в лесных экосистемах южного Подмосковья. При выборе оптимальной модели для оценки среднемесячных величин ЭMCO₂ из почв важно учитывать запасы углерода в верхнем слое почв и их водоудерживающую способность.

Работа выполнена в рамках реализации Государственного задания ФИЦ ПНЦБИ РАН № 122040500037-6) и при поддержке ВПП ГЗ «Разработка системы наземного и дистанционного мониторинга пулов углерода и потоков парниковых газов на территории Российской Федерации, обеспечение создания системы учёта данных о потоках климатически активных веществ и бюджете углерода в лесах и других наземных экологических системах» (рег. № 123030300031-6).

БОЛОТНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ И ЦИКЛ УГЛЕРОДА: ПРОШЛОЕ И НАСТОЯЩЕЕ

Лапшина Е.Д.^{1*}, Дюкарев Е.А.^{1,2}, Заров Е.А.¹

¹ Югорский государственный университет, Ханты-Мансийск

² Институт мониторинга климатических и экологических систем СО РАН, Томск

*e-mail: e_lasphina@ugrasu.ru

Торфяные болота широко распространены на Земном шаре и представлены на всех континентах, за исключением Антарктиды, но занимают всего около 4 млн. км² или 3% от всей поверхности суши. В России болота и заболоченные земли занимают около 20% территории страны – 369,1 млн. га, из них 139.0 млн. га составляют болота с глубиной залежи более 30 см (Вомперский, 1994).

Торфяные болота содержат 10% глобальных запасов пресной воды, служат природными фильтрами и играют первостепенную роль в поддержании гидрологического баланса в биосфере. Они имеют большое значение в поддержании биологического разнообразия, являясь убежищами для многих редких в мировом масштабе и исчезающих видов флоры и фауны, связанных с болотными ландшафтами. Однако одной из наиболее важных биосферных функций торфяных болот является связывание CO₂ и депонирование углерода в торфяной залежи. Запасы углерода в торфяниках оцениваются в 547 (473–621) Гт (Yu et al., 2010), что составляет около трети мировых запасов почвенного углерода и более половины запасов углерода в атмосфере Земли. Являясь глобальным пулом углерода, торфяные болота имеют непосредственное отношение к поддержанию газового состава атмосферы, выполняя буферную роль в процессах глобального изменения климата.

Биосферная роль болот в глобальном цикле углерода обусловлена особенностями их углеродного баланса. В отличие от всех других типов наземных экосистем болотные экосистемы характеризуются *незамкнутым* циклом круговорота веществ. Болота в их естественном состоянии ежегодно возвращают в окружающую среду меньше углерода, чем забирают его в процессе фотосинтеза. В них постоянно идет сток углерода из атмосферы, который накапливается в виде торфа.

Свои исследования запасов и динамики накопления углерода болотными экосистемами Западной Сибири – одного из наиболее заболоченных регионов России, где

сосредоточено около 40% мировых запасов торфа, мы начали в конце 90х годов совместно с коллегами из Томского госуниверситета, Института почвоведения и агрохимии СО РАН (Новосибирск), Института леса им. В.Н. Сукачева СО РАН (Красноярск), Института географии РАН (Москва) и университета Утрехт (Нидерланды) в рамках российско-голландского проекта «Carbon storage and atmospheric exchange within West Siberian peat layers related to global climatic change processes» (NWO) и продолжили по программе международного проекта «Climate in relation to carbon accumulation: spatial and temporal analyses of West Siberian peat ecosystems» (INTAS-99-01718).

В рамках этих проектов на основании всего предыдущего опыта была разработана классификация болот Западной Сибири для целей изучения эмиссии парниковых газов (ПГ) и оценки углеродного баланса. На 8 ключевых участках в разных биоклиматических зонах на основании 163 вновь полученных и 44 ранее опубликованных радиоуглеродных датировок определены средние значения скорости накопления углерода, которые составили в южной тайге и подтайге – 41.2 (24.9–56.4), средней тайге – 28.5 (17.1–38.6), северной тайге – 14.5 (7.1–39.6) $\text{гСм}^{-2}\text{год}^{-1}$ и 8.4 (7.1–11.4) $\text{гСм}^{-2}\text{год}^{-1}$ на мерзлых торфяниках в северной тайге и лесотундре. Наиболее высокие значения скорости накопления торфа и углерода зафиксированы в бореальном периоде. В атлантический период эти значения сокращаются из-за высокой скорости разложения органического вещества в связи с потеплением и аридизацией климата. В более влажном и прохладном климате суббореального периода скорость вертикального прироста торфа заметно возрастает, при этом скорость ежегодной аккумуляции углерода остается на прежнем уровне. В субатлантическом периоде заметны тенденции к снижению величин ежегодной скорости накопления углерода в соответствии с уменьшением вертикального прироста торфа. Для оценки накопления углерода современными болотными экосистемами определяли запасы первичной продукции наземной и подземной фитомассы и проводили измерения потоков CO_2 ручными камерами на всех участках (Bleuten, Lapshina, 2001).

Результатом этих исследований помимо выявленных закономерностей накопления углерода болотами в зависимости от биоклиматической зоны, типа торфяной залежи и положения точки отбора образцов в пределах болотного массива, сформировалось понимание того, что для изучения углеродного баланса современных болотных экосистем необходима организация режимных многолетних измерений потоков парниковых газов.

С этой целью в 2009 году в 25 км от Ханты-Мансийска был создан международный полевой стационар «Мухрино», располагающий в настоящее время уникальной инфраструктурой, включающей систему деревянных мостков, автономную систему энергоснабжения, автономные метеостанции, автоматические камерные системы и вышки Eddy Covariance (EC) (10, 14 и 43 м) для измерения потоков ПГ.

В результате прямых непрерывных камерных измерений установлено, что типичные экосистемы верхового сфагнового болота в среднетаежной зоне Западной Сибири поглощают за вегетационный сезон от 0–30 гС/м^2 (2021–2023) на сосново-кустарничково-сфагновой гряде до 58–150 гС/м^2 (2021–2023) в осоково-сфагновой мочажине. По данным с вышек ЕС кумулятивный чистый экосистемный обмен (сNEE) несколько выше и составил за вегетационный сезон 113–127 гС/м^2 (2022–2023) в грядово-мочажинном комплексе и 154 гС/м^2 (2023) в ряме или 82 и 94 гС/м^2 за год соответственно (Dyukarev et al., 2021). Более высокие значения аккумуляции углерода болотными экосистемами, полученные методом вихревых пульсаций с вышек ЕС, обусловлены наличием низкорослого древесного яруса, вклад которого не учитывается при измерении автоматическими камерами. Значимые скорости эмиссии метана наблюдаются только в болотных экосистемах с уровнем вод расположенным вблизи поверхности. По сравнению с углекислым газом вклад эмиссии углерода с потоками метана в общий углеродный баланс небольшой, хотя потенциал глобального потепления метана в 28 раз больше, чем CO_2 .

Для совмещения значений углеродного баланса современных болотных экосистем с динамикой накопления углерода в долговременном масштабе необходимо также учитывать

потери растворенного углерода (РОУ) с поверхностным и грунтовым стоком. Для этого на стационаре с 2011 года ведутся прямые измерения объемов латерального стока РОУ и предпринята попытка оценить величину вертикальной миграции РОУ вглубь торфяной залежи. Установлено, что потери растворенного органического углерода, который выносятся с поверхностным стоком с локального водосбора верхового сфагнового болота, составляет от 7.7 до 11.14 гС/м² в год (Bleuten et al., 2020; Zarov et al., 2022), величина вертикальной миграции по нашим оценкам может достигать 0.03–0.40 гС/м² в год (Zarov et al., 2023).

Динамика накопления углерода в разные периоды голоцена непосредственно связана с изменениями климата (соотношением тепла и влаги) и закономерной сменой типов болотных биогеоценозов в процессе торфонакопления и водно-минерального питания. Углеродный баланс современных болотных экосистем напрямую зависит от погодных условий и весьма изменчив в пространстве и во времени. Чем длиннее временной ряд наблюдений, тем точнее значение величины стока углерода и накопления его в виде торфа.

Для разработки адекватной модели поглощающей способности атмосферного углерода болотными экосистемами с высоким прогностическим потенциалом необходимо совместить актуальные значения углеродного баланса основных типов болот в разных биоклиматических зонах со среднемноголетними данными накопления углерода за последнее тысячелетие и в разные периоды голоцена.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ОСНОВНЫХ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ВЕРТИКАЛЬНОМ ПРОФИЛЕ ТОРФЯНИКА ДУЛИХА (ПРИБАЙКАЛЬЕ)

Леонова Г.А. *, Мальцев А.Е.

Институт геологии и минералогии им. В. С. Соболева СО РАН

*e-mail: leonova@igm.nsc.ru

Строение торфяной залежи отражает временные аспекты многих процессов на протяжении длительного временного интервала (голоцена). Распределение химических элементов, в том числе биогенных, по глубине торфяной залежи является важной характеристикой процессов формирования, эволюции и деградации болот. Хотя изучение торфяников весьма актуально как в практическом, так и теоретическом аспектах, данные по биогеохимии торфянических залежей Сибири по полным голоценовым разрезам ограничены.

Болото Дулиха расположено на Танхойской равнине, на юго-восточном побережье Байкала. Равнина представляет собой часть дна Байкальской впадины, тектоническое движение которой связано с поднятием хребта Хамар-Дабан. В основном равнина сложена слабо дислоцированными палеогеновыми и неогеновыми отложениями, объединенными в танхойскую свиту (Иметхенов, 1987; Мац и др., 2001).

В 2011 г. нами проведено бурение торфяника Дулиха поршневым пробоотборником с помощью бурильной установки (координаты точки бурения: 51° 29' 39" с.ш., 104° 52' 46" в.д.) Вибрационная технология бурения позволила вскрыть всю толщу торфяной залежи до подстилающих пород и получить непрерывный керн торфа длиной 4.0 м (рис. 1).

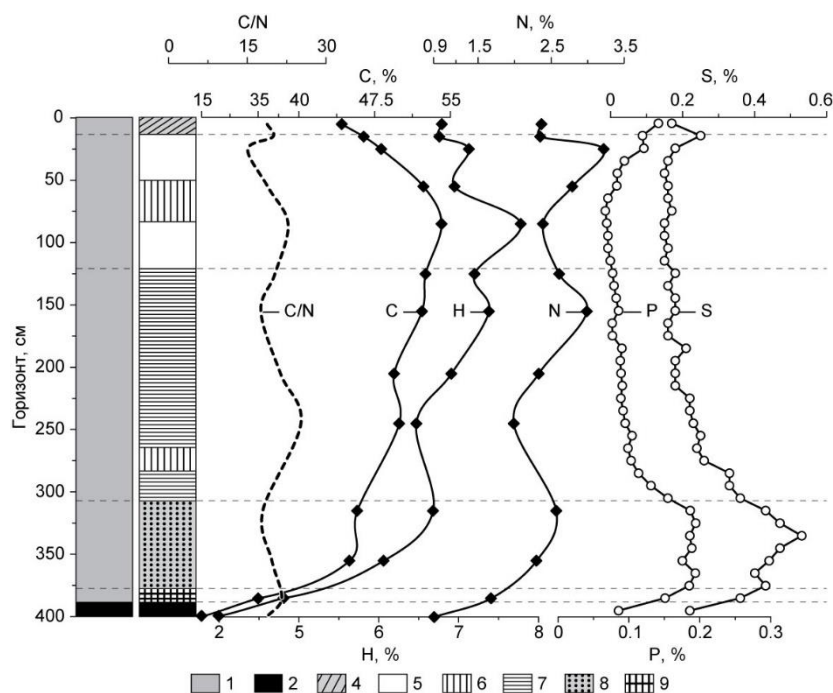


Рисунок 1 – Распределение по разрезу торфяника Дулиха биогенных элементов С, Н, N, Р и S и отношения C/N. Вещественный состав разреза: 1 – торф; 2 – органоминеральные отложения; 4 – неразложившийся торф с остатками осок и сфагнового мха; 5 – слаборазложившийся торф (степень разложения менее 20 %) с большим количеством сфагнового мха; 6 – торф с преобладанием осок; 7 – разложившийся сфагновый торф; 8 – сильно разложившийся сфагновый торф (степень разложения более 50 %); 9 – переходный высокозольный интервал торфа

Самые верхние 10 см торфа характеризуются более низкими содержаниями (С, Н, N)_{орг}, что, как мы считаем, связано с разубоживанием торфа терригенным материалом, который активно поступает на поверхность торфяника с атмосферными выпадениями (пыль). Этот же интервал торфа характеризуется резким ростом валовых значений S (0,16 %) и P (0,15 %), что может быть следствием увеличения доли терригенной компоненты в материале торфа, которое подтверждается незначительным ростом зольности. Ниже по разрезу торфяника (50–150 см) отмечается резкое увеличение содержаний C_{орг} с 44,25 до 54,12 %, с дальнейшим трендом на уменьшение содержаний с глубиной (150–350 см) до 36,01–49,43 %. Такое снижение значений C_{орг} может быть следствием микробной деструкции органического вещества торфа в диагенезе.

Кривая Н и N на графике по глубине разреза торфяника имеет менее выдержанный характер распределения, чем распределение C_{орг} — это связано, по-видимому, с тем, что эти элементы «лучше» маркируют смену ботанического состава торфяника. К нижним интервалам торфа (350–385 см) отмечается тренд на резкое снижение концентраций всех биогенных элементов (С, Н, N)_{орг}. Эти интервалы характеризуются очень сильным разложением материала торфа. В отличие от С, Н и N, распределение Р и S по разрезу торфяника имеет довольно выдержанные значения на уровне 0,07–0,09 % и 0,14–0,16 % соответственно, с заметным ростом в нижних (310–390 см) высокозольных интервалах торфа, которые характеризуются резким ростом концентраций Р с 0,09 до 0,15–0,21 % и S с 0,20 до 0,36–0,39 % (рис. 1). Органоминеральные отложения (385–400 см) характеризуются резким падением содержаний всех элементов: С до 16,71, Н – 2,12, N – 0,90, S – 0,26, Р – 0,08%.

Минерализация органического вещества торфа приводит к росту концентраций NH_4^+ и NO_3^- в болотных водах по глубине разреза торфяника. Этот процесс идет при непосредственном участии микроорганизмов. Одним из источников увеличения нитрат-иона в болотных водах верхних интервалов торфяной залежи может быть окисление аммиака при участии бактерий-нитрификаторов. Рост содержаний NO_3^- вниз по разрезу торфа возможно является как следствием колебания уровня болотных вод, так и отражением процессов анаэробного окисления аммония при участии микроорганизмов (например, анаммокс-бактерий). Несмотря на анаэробное окисление аммония, активная минерализация органического вещества в анаэробных условиях обеспечивает рост концентраций NH_4^+ по глубине торфяного разреза. Диссимиляторная нитрат-редукция до аммония может сохранять в болотных водах образующийся NH_4^+ на высоком уровне, преобладая над процессом денитрификации в условиях повышенного содержания $\text{C}_{\text{орг}}$ (Мальцев и др., 2019).

Отражением микробной деструкции органического вещества в анаэробных условиях является увеличение содержания HCO_3^- по глубине разреза — и, как следствие, метаморфизация болотных вод. Присутствие кислорода в верхних интервалах торфа и микробная аэробная деструкция органического вещества повышает давление углекислого газа (P_{CO_2}), что смещает карбонатное равновесие в сторону образования H_2CO_3 и определяет полное отсутствие иона HCO_3^- в составе слабоминерализованных болотных вод. Данный процесс создает кислые условия среды ($\text{pH} \approx 3.4$). Смена окислительных условий на восстановительные (приводящее к снижению P_{CO_2}) по глубине разреза на фоне роста Ca^{2+} смещает карбонатное равновесие в сторону образования HCO_3^- , что определяет увеличение значений pH с глубиной. Минерализация микроорганизмами азотосодержащего органического вещества (образование NH_3) также повышает pH . Дальнейшая анаэробная деструкция органического вещества определяет рост содержаний HCO_3^- в болотных водах.

НАУЧНЫЕ ПОДХОДЫ К ОРГАНИЗАЦИИ НАЦИОНАЛЬНОЙ СИСТЕМЫ МОНИТОРИНГА ПУЛОВ УГЛЕРОДА И ПОТОКОВ ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ В НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ РОССИИ

Лукина Н.В.^{1*}, Барталев С.А.², Лупян Е.А.², Курбатова Ю.А.³, Ершов Д.В.¹, Курганова И.Н.⁴,
Шанин В.Н.⁴, Тебенькова Д.Н.¹, Данилова М.А.¹, Гераськина А.П.¹,
Тихонова Е.В.¹, Горнов А.В.¹, Шевченко Н.Е.¹

¹Центр по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН, Москва;

²Институт космических исследований РАН, Москва;

³Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН, Москва;

⁴Пушкинский научный центр биологических исследований РАН, Пушкино, Московская обл.

*e-mail: lukina@cepl.rssi.ru

Человечество влияет на динамику концентраций парниковых газов в атмосфере как в результате сжигания ископаемого топлива и других промышленных процессов, что явно выражено в последнее столетие, так и в процессе трансформации биогеоценологического покрова на протяжении истории его развития. Биогеоценологический покров регулирует накопление как углеродсодержащих, так и других парниковых газов, в атмосфере. Человек всегда оказывал мощное негативное воздействие на лесной биогеоценологический покров. По оценкам ФАО, в настоящее время уничтожается не менее 10 млн га лесного покрова в год. Степные естественные экосистемы России преобразованы в наиболее значительной степени: на большей части территории степной зоны эти экосистемы уже представлены

сельскохозяйственными экосистемами (пашни, залежи, пастбища). Болотные экосистемы подвергались, особенно в прошлом столетии, осушению для развития сельского хозяйства и добычи торфа, происходит фрагментация тундровых экосистем.

Современные оценки влияния наземных экосистем на цикл углерода, накопление парниковых газов в атмосфере характеризуются высокой неопределенностью из-за недостатка или отсутствия необходимых данных для таких оценок в различных типах экосистем на разных стадиях сукцессионного развития после нарушений:

- Не оценивалось поглощение парниковых газов лесными рединами в управляемых лесах;

- Не оценивалось поглощение парниковых газов неуправляемыми лесами в составе лесного фонда: резервные леса и редины;

- Не оценивалось поглощение парниковых газов лесами и рединами на неиспользуемых землях сельскохозяйственного назначения;

- Недостаточно данных для оценки вклада лесных почв в нетто-поглощение парниковых газов экосистемами (вклад варьирует от 11 до 39 %);

- Недостаточно данных для оценки вклада напочвенного покрова (мхи, лишайники, кустарнички, травы) в нетто-поглощение парниковых газов экосистемами, особенно таежными лесами, доминирующими в России;

- Недостаточно данных для оценки влияния нарушений на объемы нетто-поглощения парниковых газов (пожары, массовые вспышки размножения насекомых, грибные и бактериальные болезни, сплошные рубки);

- Высокий уровень неопределенности для оценок чистого поглощения/выбросов парниковых газов, проведенных по тундрам ($\pm 398\%$), болотам ($\pm 1580\%$) и пресноводным экосистемам ($\pm 152\%$) (Коротков, Романовская, Карелин и др., 2023);

- Нет данных о поглощении парниковых газов естественно восстанавливающимися, ранее деградированными, степями;

- Отсутствовала единая сеть мониторинга климатически активных веществ (КАВ).

В 2022 году утвержден важнейший инновационный проект государственного значения (ВИП ГЗ) «Единая национальная система мониторинга климатически активных веществ», который выполняют шесть консорциумов, работающих по разным направлениям. Консорциум «Углерод в экосистемах: мониторинг», состоящий из 23 организаций, выполняет исследования по ВИП ГЗ в части разработки национальной системы мониторинга пулов углерода и потоков парниковых газов и создания системы учета данных по потокам парниковых газов и бюджету углерода в наземных экосистемах РФ. Снижение неопределенности оценки поглощения парниковых газов наземными экосистемами становится возможным благодаря разработке методов интеграции данных наземного мониторинга, дистанционного зондирования и математического моделирования. Консорциум в настоящее время решает две основные задачи.

Задача 1: Повышение точности оценки нетто-поглощения парниковых газов лесными и другими наземными экосистемами

Исследования проводятся по трем магистральным направлениям:

- (1) создание сети мониторинга пулов углерода и потоков парниковых газов в наземных экосистемах России на основе стандартизированной инфраструктуры мирового уровня;

- (2) создание признанных на международном уровне методов интеграции данных наземных измерений, дистанционного зондирования и математического моделирования для оценки пулов углерода и потоков парниковых газов в наземных экосистемах России;

- (3) создание единой информационно-аналитической системы для сбора, хранения, обработки и анализа данных мониторинга пулов углерода и потоков парниковых газов в наземных экосистемах России – ИАС «Углерод-Э».

В результате проведенных работ разработан проект сети тестовых полигонов, количество которых к 2030 году должно составить не менее 1317 шт. В 2023 году сеть

наблюдений включала 133 полигона: 120 — экстенсивного уровня, 8 полигонов интенсивного уровня в естественных экосистемах, 5 полигонов — в сельскохозяйственных экосистемах, модернизировано 14 полигонов интенсивного уровня с климатическими вышками). В 2024 году сеть будет расширена до 270 полигонов.

Разработанная методика оценки бюджета углерода лесов на основе интеграции данных ДЗЗ и сети наземных наблюдений позволила установить, что:

нетто-поглощение углерода растительностью управляемых лесов (без редины и без почв) выше на 24 % в сравнении с текущими официальными оценками (на 140 млн т CO₂ экв. в год).

нетто-поглощение парниковых газов растительностью всех лесов страны, включая резервные, редины и неиспользуемые сельскохозяйственные земли, покрытые древесной растительностью, составляет в среднем 1105 млн т CO₂ экв. в год (без учета почв).

В 2023 году количество обновленных коэффициентов поглощения парниковых газов для использования в секторе ЗИЗЛХ кадастра составило 588, к 2024 году будет обновлено не менее 3134 коэффициентов.

В 2024 году будет создана информационная система сбора и обработки данных о пулах углерода и потоках парниковых газов в лесных и других наземных экосистемах ИАС «Углерод-Э» (пользователи научное сообщество, заинтересованные ФОИВы)

В 2024 году повысится качество оценки поглощения парниковых газов за счет снижения в национальном кадастре её неопределенности в лесах: неопределенность снизится с текущих 26 % до 20 % на уровне страны.

Задача 2: Получение уточненных прогнозных оценок нетто-поглощения парниковых газов лесными и другими наземными экосистемами при разных сценариях землепользования и изменений климата на локальном, региональном и национальном пространственных уровнях.

Прогнозные оценки показали, что:

1. Изменения климата во всех сценариях лесопользования приведут к снижению накопления экосистемного углерода: чем интенсивнее меняется климат, тем меньше накапливается углерода. Снижение происходит за счет пулов почв и мертвого органического вещества (валеж, крупные древесные остатки и др.), поскольку растет скорость разложения и объем эмиссий парниковых газов из почв. Древостой, напротив, растет быстрее и накапливает углерода больше, по сравнению со стационарным климатом.

2. Рубки древостоев при всех сценариях изменения климата приведут к потере экосистемного углерода: чем больше изымается древесины, тем выше потери.

Максимально разрешенное в настоящее время изъятие древесины (так называемая расчетная лесосека) приводит к обеднению экосистем углеродом, однако пока расчетная лесосека не осваивается полностью. Если при интенсификации лесопользования будет вырубаться до 90 % расчетной лесосеки, произойдет резкое снижение запаса углерода к 2060 году. После этого, поскольку рубки прекращаются, при условии проведения лесовосстановления, к 2100 году запас углерода начинает восстанавливаться.

Работа выполнена в рамках реализации важнейшего инновационного проекта государственного значения «Разработка системы наземного и дистанционного мониторинга пулов углерода и потоков парниковых газов на территории Российской Федерации, обеспечение создания системы учета данных о потоках климатически активных веществ и бюджета углерода в лесах и других наземных экологических системах» (рег. № 123030300031-6).

РЕПРЕЗЕНТАТИВНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ КРИОЛИТОЗОНЫ В КОНТЕКСТЕ ГЛОБАЛЬНОГО ИЗМЕНЕНИЯ КЛИМАТА

Максимов Т.Х.

Институт биологических проблем криолиотзоны СО РАН – обособленное подразделение
ФИЦ «Якутский научный центр СО РАН», 677980, г. Якутск, пр. Ленина, д.41
e-mail: tcmax@mail.ru

В докладе будут освещены результаты многолетних исследований по междисциплинарному изучению изменения климата в условиях глобального потепления и усиления антропогенного пресса в конце XX — начале XXI века в криолитозоне, охватывающей почти 60-65% территории Российской Федерации. Исследованы климатические и биогеохимические особенности репрезентативных мерзлотных экосистем Северо-востока России, оценено состояние природной среды, выявлен характер взаимодействия всех ее частей (атмосферы, биосферы, гидросферы, криолитосферы), их влияния на биоразнообразие для осуществления прогноза возможных направлений и последствий глобальных изменений природной среды, а также для решения задач кратковременного мониторинга различных аспектов жизнедеятельности человека. Разработана система комплексного трансектного (горизонтального и вертикального) мониторинга на Северо-Востоке России, проведены на этой основе сравнительные исследования по изучению закономерностей и прогноза изменения природной среды северных регионов планеты. Создана сеть международных научных станций SakhaFluxNet (четыре научные станции «Спасская падь», «Эльгээйи», «Чокурдах» и «Кодак») в мерзлотных лесных, тундровых и лесотундровых экосистемах на Северо-Востоке России не имеющая мирового аналога по объему изучаемых параметров и инструментальному обеспечению.

В связи с потеплением климата на Севере, нами выявлены новые виды насекомых и грибов – симбионтов в лиственных лесах, смещение ареала распространения южных видов растений с C4-типом фиксации углерода на север - отмечена трансгрессия природно-климатических зон на Северо-востоке России

Показано, что в первой декаде 21 века вся территория Российской Федерации была значительным стоком углерода, оцениваемым в 0,7 млрд. т С год⁻¹ из них 90-95% приходится на лесные экосистемы. В мерзлотных лесах криолитозоны заметно преобладает сток углерода, по сравнению с пятью исследованными биомами России. Здесь он больше, чем в лугах и тундрах России в среднем в 1,5 и 4,5 раза, соответственно.

Установлено, что годовой сток углерода в репрезентативном мерзлотном лиственном лесу Центральной Якутии составляет $2,12 \pm 0,34$ т С га⁻¹ год⁻¹, в мерзлотных лиственных лесах Юго-Восточной Якутии – $2,43 \pm 0,23$ т С га⁻¹ год⁻¹, а в тундровой зоне – $0,75 \pm 0,14$ т С га⁻¹ год⁻¹.

Многолетний анализ NEE показывает тенденцию повышения годового стока углерода в тундровой зоне, и наоборот, снижение в мерзлотных лесных экосистемах Якутии в связи с экспансией видов в тундре, возрастными изменениями и отпадом древесных растений, деградацией многолетней мерзлоты в условиях потепления климата.

Главным фактором, влияющим на интенсивность дыхания почв лиственных лесов Якутии, является температура почвы. Средняя интенсивность почвенного дыхания в течение вегетационного периода растений доходит до $6,9$ кг С га⁻¹ сут⁻¹, что характерно для лесов всей Сибири, но в три раза ниже значений, приводимых для лесов Европы и Северной Америки. Годовая почвенная эмиссия CO₂ в среднем – $4,5 \pm 0,6$ т С га⁻¹ год⁻¹.

Составлены схематические модели годового бюджета углерода и воды экосистем криолитозоны, которые свидетельствуют в пользу возрастающего дефицита влаги в условиях потепления мерзлотных почв и расхода запасенной в них влаги. Учитывая значительное уменьшение аккумуляции углекислоты в засушливые и увлажненные годы, повышенную частоту лесных пожаров и площади увеличения перестойных лесов можно с большой

уверенностью говорить о существенном изменении баланса в круговороте углерода и воды в мерзлотных экосистемах при прогнозируемом потеплении климата

Нами проанализированы данные 143 едди-ковариационных исследований потока метана и метеорологические данные 79 научных станций во всем мире. Установлено, что годовые потоки метана умеренных и субтропических участков были значительно выше, чем для северных – $8,7 \pm 5,0$, $29,7 \pm 25,2$, $40,1 \pm 14,6$ и $24,5 \pm 20,7$ г С м⁻² год⁻¹ для северных, умеренных, субтропических и тропических регионов соответственно.

На основе изучения 899 видов растений со 100 участков (от Арктики до тропиков) нами создана глобальная база данных по составляющим углекислотного газообмена растений разных функциональных групп. Показано, что фотосинтетическая деятельность и темновые дыхательные затраты растений были в три раза выше у СЗ-травянистых растений в Арктике, чем в тропиках, и в два раза выше на сухих участках по сравнению с влажными местообитаниями при стандартной температуре в 25°C.

Главенствующим фактором повышения продуктивности лесов криолитозоны при потеплении климата будет направленность педотурбационных процессов, напрямую воздействующих на круговорот основных органогеов в экосистеме. Продукционный процесс якутских популяций деревьев в условиях потепления климата будет в основном лимитирован эндогенными факторами – устьичной проводимостью, а также экзогенными – обеспеченностью растений влагой и минеральными органогенами, особенно азотом.

Вся территория Якутии является значительным стоком углерода, в среднем этот показатель для лесных экосистем составляет 14,5 млрд. т С, тундровых экосистемах – 5,9 млрд. т С. В связи с потеплением климата, отмечается тенденция увеличения объема аккумуляции углерода тундровыми экосистемами. При управляемом и правильном землепользовании территория Республика Саха (Якутия) может претендовать на роль национального донора углеродных единиц России. Для чего, имеются положительные предпосылки, связанные с наличием обширной репрезентативной мерзлотной природной территории, малозаселенного, со слабо развитой промышленностью с низкими выбросами парниковых газов в атмосферу. Регион также может служить эталоном для глобального экологического мониторинга углерода.

Для увеличения поглотительной способности углерода экосистем России и снижения деградации многолетней мерзлоты следует пересмотреть правила по землепользованию в криолитозоне, разработать новые сельскохозяйственные, лесотехнические и лесовосстановительные технологии применимые для зоны многолетней мерзлоты.

При организации углеродных ферм в России необходимо рассмотреть вопрос о возможности создания новых видов диких и/или культурных растений с высокой фотосинтетической продуктивностью и оптимальными морфофизиологическими типами продукционного процесса на базе имеющихся научных достижений по физиологии растений (теории член-корр. АН СССР А.А. Ничипоровича и акад. АН СССР А.Т. Мокроносова).

Благодаря многолетним исследованиям, в настоящее время, мы находимся на грани выявления тенденций масштабов изменения экосистем криолитозоны, а дальнейшее продолжение мониторинговых исследований даст возможность близко подойти к вопросам прогноза и оценки изменения мерзлотных экосистем, деградации многолетнемерзлых грунтов и смягчения криогенных процессов в России.

В конечном счете, легкоранимые мерзлотные экосистемы Арктики и Субарктики Якутии должны быть выведены в устойчивое русло развития в соответствии с функционированием социальной, экономической и экологической систем.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ УГЛЕРОДА И БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ТОРФЕ И БОЛОТНЫХ ВОДАХ РЯМОВ БАРАБИНСКОЙ ЛЕСОСТЕПИ

Мальцев А.Е. *, Леонова Г.А.

Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, Новосибирск.

*e-mail: maltsev@igm.nsc.ru

В лесостепной зоне Барабинской аккумулятивной равнины (юг Западной Сибири, Новосибирская обл.) распространены верховые сосново-кустарничково-сфагновые болота. Они располагаются на южной границе ареала распространения верховых болот, где испытывают наибольшее влияние изменения климата и антропогенного воздействия. Широкомасштабная мелиорация рямов в первой половине XX века привела к значительному нарушению их естественного состояния.

Целью исследования стало выявление характера распределения углерода и сопряженного с ним биогенных элементов (H, N, S) в торфе и болотных водах двух крупных рямов Барабинской лесостепи. Объектами исследования стали: антропогенно нарушенное Убинское болото (55°18'40" с.ш., 79°40'26" в.д.) расположенное в Убинском районе Новосибирской области у с. Убинское и Шерстобитовское болото (54°58'58" с.ш., 81°00'58" в.д.) расположенное в Чулымском районе Новосибирской области у с. Шерстобитово.

Для болотных вод исследованных торфяников характерно значительное увеличение концентраций растворенного органического углерода (РОУ), NH_4^+ , NO_3^- и показателей БПК, ХПК по сравнению с дождевой водой и снегом. Высокие содержания этих компонентов в болотных водах указывают на активные процессы биохимического распада и окисления органического вещества. В болотных водах Убинского ряма, расположенного возле населенного пункта и вблизи автомобильной трассы, отмечены более высокие значения РОУ, ХПК, NH_4^+ , HCO_3^- (на фоне повышенных содержаний растворенного As), что свидетельствует о возрастании антропогенной нагрузки на болотную экосистему.

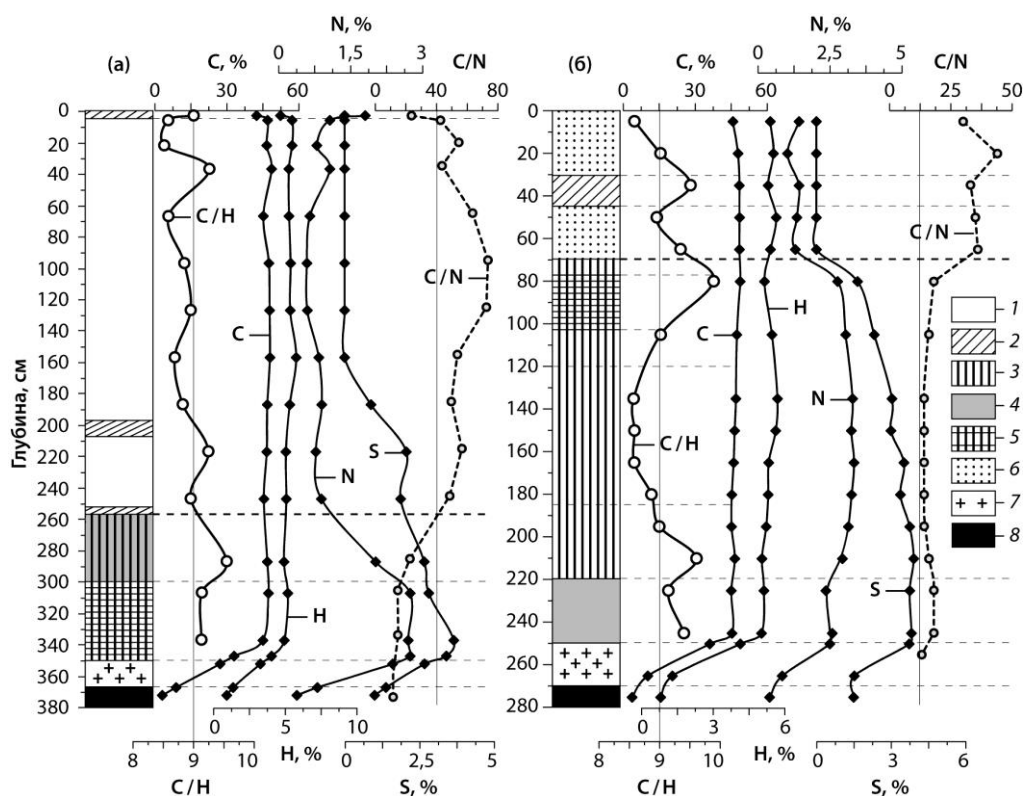


Рисунок 1 — Распределение биогенных элементов (%), C/N и C/H по разрезам Убинского (а) и Шерстобитовского (б) рямов. 1. *Sphagnum fuscum*, 2. древесные остатки, 3. разнотравье, 4. *S. teres*, 5. тростник, 6. *S. magellanicum*, 7. органо-минеральные отложения, 8. глины

Торфяные разрезы Убинского и Шерстобитовского болот характеризуются выдержанными значениями органического углерода ($C_{\text{орг}}$) по всей глубине залежи (рис. 1). В торфяной залежи Убинского болота содержание $C_{\text{орг}}$ находится в пределах 42–44%, в органо-минеральных отложениях снижается до 27–32%, в минеральных отложениях падает до 8–3%. В торфяной залежи Шерстобитовского болота содержание $C_{\text{орг}}$ изменяется в пределах 45–48%, в нижних интервалах на границе с органо-минеральными отложениями значения $C_{\text{орг}}$ резко падают до 10%, а в подстилающих их минеральных отложениях до 3%.

Неоднородности в распределении основных биогенных элементов (Н, N, S) $_{\text{орг}}$ по разрезам рямов хорошо маркируют смену ботанического состава торфа на разных этапах формирования болот. Увеличение содержания N по глубине торфяных залежей от верхового к низинным торфам обусловлено сменой видового состава растений-продуцентов органического вещества (ОВ): сфагновые мхи, слагающие верховой торф, сменяются прибрежно-водной растительностью (тростник, рогоз) и разнотравьем, слагающими низинный торф. Изменение содержаний биогенных элементов, обусловленное сменой вещественного состава органического вещества, особенно ярко прослеживается в разрезе Шерстобитовского болота, где наблюдается четкая тенденция увеличения концентраций N и S вниз по разрезу (рис. 1). Помимо смены вещественного состава ОВ, увеличение содержаний S по глубине разрезов торфяников может свидетельствовать о деятельности сульфатредуцирующих микроорганизмов, участвующих в восстановлении SO_4^{2-} до H_2S , что сопровождается образованием аутигенных сульфидов Fe (обнаруженных в торфе).

Отношение C/N считается хорошим индикатором процесса гумификации, т.к. уменьшение отношения C/N указывает на увеличение степени разложения торфа. Интервалы верхового торфа с преобладанием в ботсоставе сфагнового мха характеризуются более высокими значениями отношения C/N (рис. 1). В верховом торфе Убинского болота (0–257 см) C/N изменяется в пределах 24–74, Шерстобитовского болота (0–70 см) — в пределах 30–44. Интервалы низинного торфа с преобладанием в ботсоставе прибрежно-водных растений (тростник, рогоз), осок, вахты имеют существенно меньшие значения C/N. В низинном торфе Убинского болота C/N изменяется в пределах 12–23, Шерстобитовского болота — в пределах 14–18. Для разрезов Убинского и Шерстобитовского болот получены значимые коэффициенты корреляции отношения C/N и степени разложения торфа ($r = -0.95$ и -0.87), а также отношения C/N и глубины залежи ($r = -0.61$ и -0.76), что подтверждает тенденцию роста степени деструкции ОВ с глубиной. Однако, если для слоев верхового торфа этих разрезов коэффициенты корреляции отношения C/N и степени разложения торфа остаются значимыми ($r = -0.93$ и -0.71), то для слоев низинного торфа — их значимость резко понижается ($r = -0.47$ и -0.27). Последнее обусловлено значительным разнообразием ботанического состава низинных торфов, влияющим на их степень разложения.

Увеличение отношения C/N указывает на рост степени разложения торфа. В разрезе Убинского болота C/N изменяется в пределах 8.5–9.5. Слои торфа, сложенные древесными остатками (0–3 см), мхами *S. fuscum* (35–37 и 215–217 см), а также остатками тростника, осок и *S. teres* (285–287 см) характеризуются более высокими значениями C/N — 9.0, 9.2 и 9.5 соответственно (рис. 1). В разрезе Шерстобитовского болота значения C/N верхового торфа изменяются в пределах 8.6–9.4, низинного торфа — 8.5–9.8. Высокие значения C/N = 9.4 маркируют прослойку верхового торфа из остатков древесины и сфагноума (30–35 см), а C/N = 9.8 и 9.5 — прослойки низинных торфов из остатков тростника, осок (80–85 см) и тростника и древесины (210–215 см). Низинный торф обоих болот имеет равные средние значения C/N — 9.0. Отношение C/N маркирует интервалы слоев верхового и низинного торфов разного ботсостава. Низкая индикаторная значимость отношения C/N, как показателя степени деструкции ОВ, вероятнее всего обусловлена тем, что значение данного отношения зависит не только от ботанического состава исследованного торфа, но и от гидротермического режима климата.

БИОЛОГИЧЕСКОЕ ГОРЕНИЕ ДРЕВЕСНОГО ДЕБРИСА И ЕГО КЛИМАТИЧЕСКИЕ ПАРАМЕТРЫ

Мухин В.А.*, Диярова Д.К.

Институт экологии растений и животных УрО РАН, 620144, г. Екатеринбург, 8 Марта, 202

*e-mail: victor.mukhin@ipae.uran.ru

В основу доклада положены результаты многолетних исследований авторов, а его основные положения раскрывают следующие 10 тезисов.

1. Наличие надземного древесного пула долговременного депонирования углерода – специфическая черта углеродного цикла лесных экосистем. Общие запасы углерода в лесах России составляют около 30 Гт, из них 5.5 Гт углерода приходится на древесный дебрис, общая масса которого составляет около 11 Гт. Разложение древесины – один из наиболее масштабных процессов в круговороте углерода в бореальной зоне, в ходе которого ежегодно в атмосферу эмитируется около 213 Мт С-СО₂. Это делает древесный дебрис вторым по значимости после почвы природным источником СО₂ (Кудеяров и др., 2007; Заварзин, Заварзина, 2009).

2. Биологическое разложение древесного дебриса – процесс аналогичный физико-химическому горению древесины, в ходе которого также происходит окислительная конверсия органического углерода в СО₂, и его можно рассматривать как биологическое горение, инициируемое и поддерживаемое ксилобионтными организмами. Биологическое горение древесного дебриса – это длительный процесс, продолжающийся многие годы и десятилетия и в зависимости от физико-химических особенностей древесных остатков, но преимущественно, климатических условий (Мухин, Воронин, 2007; Карелин, Мухин, 2020).

3. Древесные остатки представляют собой однородную систему с лигноцеллюлазой как субстратом, а их разложение осуществляют преимущественно грибы путем твердофазной ферментации (Заварзин, Заварзина, 2009).

4. Ксилотрофные грибы (Basidiomycota, Agaricomycetes) – это уникальная группа экстремофильных организмов, способных к развитию в древесине, благодаря наличию у них трех взаимосвязанных эколого-физиологических адаптаций: микроаэрофилия, капнофилия и факультативный анаэробноз. Это, а также их способность к твердофазной ферментации лигноцеллюлозного комплекса делают их основными деструкторами древесного дебриса и, соответственно, глобально значимыми регуляторами газового состава атмосферы, климата (Mukhin, Diyarova, 2022).

5. Физиологическим механизмом эмиссии СО₂ древесным дебрисом является аэробное дыхание ксилотрофных грибов. В диапазоне актуальных для умеренных широт температур (10-40 °С) и относительной влажности 40-70% газообмен древесного дебриса включает два физиологически связанных и близких по процессу – эмиссия СО₂ и потребление О₂. Соотношение их объемов (0.9) свидетельствует, что древесный дебрис не только глобально значимый источник СО₂, но и соответствующего масштаба потребитель О₂, а также что ксилотрофные грибы – это высоко эффективные минерализаторы древесных остатков, конвертирующие 90% органического углерода в СО₂ – конечный продукт минерализации (Mukhin et al., 2021).

6. Углеродно-кислородный баланс газообмена древесного дебриса, эффективность окислительной конверсии не зависят от вида грибов-деструкторов, а также влажности и температуры. Последние, являются климатическими регуляторами дыхательной активности ксилотрофных грибов, а, соответственно, экологическими драйверами СО₂ эмиссионной активности древесного дебриса (Mukhin et al., 2021). Их совместный эффект может приводить как к усилению, так и к снижению, стабилизации интенсивности эмиссии СО₂ (Mukhin et al., 2021).

7. CO₂-эмиссионная активность дебриса положительно связана с его влажностью и возрастает почти двукратно при росте влажности на 10%. В свою очередь, влажность обнаруживает связь с эколого-физиологическим типом грибов-деструкторов (более высокая у древесных остатков с белой гнилью), тесно и положительно связана с деструкцией древесины. Положительная связь CO₂-эмиссионной активности с влажностью древесины, а влажности со степенью деструкции древесины придает разложению дебриса характер само ускоряющегося процесса (Мухин и др., 2015).

8. CO₂ эмиссионная активность определяется размером, биомассой мицелия и его дыхательной активностью. В диапазоне актуальных для умеренных широт температур (10-30 °С) рост мицелия и его дыхательная активность – это два функционально связанных, одинаково реагирующих на температуру процесса. Их совместный эффект на интенсивность эмиссии CO₂ при повышении температуры равен произведению эффектов каждого из этих факторов в отдельности и обуславливает ее экспоненциальный рост (Diyarova, Mukhin, 2023).

9. Современные оценки роста эмиссии CO₂ от разложения древесного дебриса при изменении климата основываются на результатах анализа удельной CO₂ эмиссионной активности, характеризующей влияние температуры на дыхательную активность грибов, температурная динамика которой имеет линейный характер. Необходимо ориентироваться на общую эмиссию CO₂, учитывающую как температурную зависимость дыхательной активности мицелия, так и его роста и в 2-4 раза превышающую объемы эмиссии CO₂ за счет роста только дыхательной активности грибов.

10. Дыхательная активность мицелия колеблется (осциллирует) в соответствии с текущими значениями температуры, тогда как его размер, биомасса постепенно увеличивается и это определяет направленно-кумулятивный рост общей эмиссии CO₂, придает ей характер экспоненциально само усиливающегося процесса. Потенциально он и стоящие за ним ксилотрофные грибы, скорее всего, способны оказать влияние на климат, ускорив его изменение.

Исследование выполнено при поддержке Российского научного фонда (проект № 24-24-00404).

ПИРОГЕННЫЕ ПОДГОРИЗОНТЫ В ПОЧВАХ СОСНОВЫХ ЛЕСОВ: ФОРМИРОВАНИЕ, ЗАПАСЫ И ФУНКЦИИ

Надпорожская М.А.*, Толстоусова С.А.

Санкт-Петербургский государственный университет, 199034, Россия, Санкт-Петербург,
Университетская наб., д. 7-9

*e-mail: m.nadporozhskaya@spbu.ru

Обосновано выделение нового пирогенного органоминерального подгоризонта Еоруг в почвах сосновых зеленомошных лесов Ленинградской области. Еоруг локализован между лесной подстилкой в поверхностном минеральном горизонте. Наше предложение согласуется и развивает исследования, проводимые в республике Коми и в Сибири, в которых изучены пирогенный органический подгоризонт Оеруг (локализованный в нижнем слое лесной подстилки) (Dymov et al., 2022) и пирогенный подзолистый горизонт Еруг (Dymov et al., 2015) в подзолах сосновых лишайниковых лесов. Ранее наличие Оеруг и Еоруг отмечали качественно при морфологическом описании почв, но количественно не учитывали. Мощность подгоризонтов невелика (1-3 см), но в них содержатся продукты неполного сгорания органического вещества – древесный уголь и сажа. Эти пирогенные соединения устойчивы к микробному разложению. При инвентаризации запасов органического вещества лесных почв могут дать дополнительный вклад стабильных соединений углерода. Нами предложена схема формирования пирогенных элементов в профиле почв сосновых лесов. После низовых пожаров небольшой интенсивности формируется Оеруг, сохраняющийся на

поверхности гари при невысокой рекреационной нагрузке. Наличие именно этого подгоризонта отмечено в профиле подзолов иллювиально-железистых под сосновыми лишайниковыми лесами республики Коми и Сибири (Dumov et al., 2022), в сосновых зеленомошных лесах Ленинградской области его нет. После более интенсивных низовых пожаров и турбации поверхности гари рекреантами формируется Еоруг. Этот подгоризонт выделен в почвах изученных нами сосняков-зеленомошников и отмечен в работе А.А. Дымова с соавторами (2022) как поверхностный слой Еруг. Дисперсные пирогенные продукты могут мигрировать по профилю с почвенными растворами, формируя Еруг. Помимо мелких дисперсных древесных углей в Еруг встречаются и крупные древесные угли, которые либо внедряются в минеральный горизонт очень интенсивной турбацией, либо формируются непосредственно в почве после обугливания корней верховыми пожарами. После верховых пожаров древесные угли также остаются и на поверхности гари. Таким образом формируется комплекс подгоризонтов Оеруг, Еоруг и горизонта Еруг. Регенерирующая лесная подстилка закрывает эти пирогенные образования, способствуя их сохранению. Депо пирогенных соединений в поверхностных пирогенных подгоризонтах может быть нарушено и обновлено при повторяющихся лесных пожарах. Изучен состав Еоруг по фракциям: >2 мм (крупная), 1-2 мм (средняя) и <1 мм (мелкозем). Во всех есть древесные угли, детрит и минеральные частицы. При стандартной пробоподготовке крупную фракцию обычно отбрасывают, завышая запасы органического вещества при исключении минеральных частиц, либо занижая при исключении детрита и древесных углей. По нашим оценкам при доле крупного детрита 1% от массы пробы, вклад в общее содержание органического вещества Еоруг составляет около 10%. Запасы лесных подстилок в изученных нами подзолах и подбурах сосновых зеленомошных лесов Ленинградской области соответствуют литературным данным (Алексеев, Бердси, 1994; Бахмет, 2018; Osipov et al., 2021; Кузнецова и др., 2020). По нашим оценкам, запасы органического вещества в пирогенном подгоризонте Еоруг варьируются в широких пределах, от 0,1 до 4 кг/м². Такой разброс обусловлен как неравномерным поступлением и перераспределением пирогенных продуктов на горях из-за неоднородных структур растительного и почвенного покровов, влияния нанорельефа, различиями в давности и интенсивности лесных пожаров, а также неравномерным выгоранием лесных участков даже в процессе одного пожара. Установлено, что доля Еоруг в запасах органического вещества подстилки и верхних 30 см минерального профиля составляет 6-25%, а в запасах подстилки и Еоруг около 20% (Nadporozhskaya et al., 2024). Площадь сосновых лесов России $117472,9 \cdot 10^3$ га, с запасами углерода в лесной подстилке $943,5 \pm 217,9 \cdot 10^6$ т (Честных и др., 2007). Пересчитаем в запасы органического вещества, умножив на 2 (Пономарева, Плотникова, 1981): $1887 \cdot 10^6$ т. Если принять наши данные о дополнительном вкладе Еоруг 20%, то к запасам органического вещества сосновых лесов России можно было бы добавить до $472 \cdot 10^6$ т. Сосновые леса составляют около 40% лесной территории Ленинградской области, что эквивалентно примерно 1867 тыс. га (Федорчук, Нешатаев, Кузнецова, 2005). Поскольку по нашим оценкам запасы ОВ в лесной подстилке и Еоруг составляют в среднем 4,2 и 1,2 кг/м², то запасы ОВ в почвах сосняков Ленинградской области будут составлять 78 и 22 млн т, соответственно. Наши результаты по оценке запасов ОВ в лесной подстилке согласуются с экспертными оценками 92 млн тонн, ранее проведенными для Ленинградской области (Алексеев, Бердси, 1994). Было предложено рассмотреть вопрос включения в математическую модель ROMUL (Chertov et al., 2001) данных по запасам органического вещества в пирогенных подгоризонтах почв сосновых лесов (Надпорожская и др., 2023). Учет стабильных пирогенных компонентов будет способствовать повышению точности научных прогнозов динамики органического вещества лесных почв в имитационном математическом моделировании. Одна из ключевых почвенных функций, обеспечивающая рост и развитие сосняков на дренированных песках, – аккумуляция влаги. Нами проведено определение запасов влаги в лесной подстилке (О) и Еоруг по данным полевых работ. Пробы отбирали в пятикратной повторности по подгоризонтам О (LFH) и Еоруг с площади 25*25 см в полиэтиленовые пакеты, в

лаборатории высушивали и взвешивали. Запасы влаги в О и Еоруг рассчитывали по формуле $W=D \cdot 16$, где D потеря массы почвенной пробы при высушивании, 16 коэффициент пересчета с 25·25 см на 1 м². Полученный результат в кг/м² переводили в принятую при оценке запасов продуктивной влаги размерность, мм (1 кг/м² соответствует 1 мм). В изученных подзолах запасы влаги составляли в О 10, 9 и 10 мм, в Еоруг 7, 3 и 1 мм для ключевых участков 1-16 и 2-16 (южное побережье Финского залива) и 3-16 (Сяберо, Лужский район). В О содержалось 60-90 %, а в Еоруг 10-49 % от их общих влагозапасов. При содержании запасов продуктивной влаги в слое 0-20 см от 20 до 40 мм обеспеченность растений удовлетворительная (Высоцкая, Маркина, 2018). Мощность О с Еоруг в этих подзолах составляла 7-9 см, то в этом слое было 55-85% влаги от минимального оптимума для 20 см слоя почвы (если пренебречь значением водоудерживающей способности подстилки и органоминерального подгоризонта). Запасы влаги в поверхностных горизонтах лесных почв зависят от погодных условий: количества выпавших осадков, длительности сухого периода. Полученные данные следует проверить в режимных исследованиях.

Работа поддержана грантом РНФ 22-24-00690 «Запасы и функции пирогенного углерода в почвах сухих сосновых лесов Ленинградской области».

О СВЯЗИ СОДЕРЖАНИЯ МЕТАНА С МАКРО- И МИКРОЭЛЕМЕНТАМИ В КОМПОНЕНТАХ АКВАЛЬНЫХ И НАЗЕМНЫХ ЛАНДШАФТОВ БОЛОТ ПСКОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Нестерук Г.В.*, Федоров Ю.А., Гарькуша Д.Н.

¹Южный научный центр РАН, г. Ростов-на-Дону, пр. Чехова, 41,

²Южный федеральный университет, Институт наук о Земле, г. Ростов-на-Дону, ул. Зорге, 40

*e-mail: galanesv@yandex.ru

Как известно, генерация метана зависят от степени увлажненности, температуры и преобладающей растительности (Заварзин, 1984), а также содержания и разложенности органического вещества и особенно от состава сообществ метаногенов. Особенно важную роль в генерации метана в аквальных и наземных ландшафтах играет температура (Клепцова и др., 2010; Федоров и др., 2012). Метан как индикатор антропогенного загрязнения начал рассматриваться Ю.А. Федоровым (Федоров и др., 2007). Целью настоящей работы является изучение биогеохимической связи между содержанием метана и макро-, микроэлементов в компонентах (почвах и донных отложениях) болотных ландшафтов на примере Полистово-Ловатской болотной системы (Псковская область). Пробы почв и донных отложений были отобраны по глубинам 0-2, 2-5, 5-20, 10-15 см в летне-осенний период. Содержание метана определяли газохроматографическим методом («Массовая доля метана в донных отложениях. Методика измерений...», 2013; «Объемная концентрация метана в водах. Методика измерений...», 2012) на хроматографе «Цвет-100» в Гидрохимическом институте Росгидромета. Содержание микроэлементов рентген-флуоресцентным методом на спектрокане «Макс-GV» (ПНД Ф 16.1.42-04 «Методика измерений...») в Южном федеральном университете. Коэффициенты корреляции посчитаны с помощью программ Excel и Statistica.

Не только макроэлементы (Mn, Fe усиливают окисление метана (Zehnder, Brock, 1980), но и микроэлементы (Zn, Ni, Cu, Pb, Cd, Cr) способны оказать негативное воздействие на деятельность метаногенов (Codina et al., 1998). Известно, что HgCl₂ ингибирует деятельность микроорганизмов и используется для консервации проб на содержание метана (Федоров и др., 2007). Некоторые соединения в малых концентрациях могут выступать в качестве катализатора процессов метаногенеза (Winfrey, Zeikus, 1977). Была показана более тесная связь между содержанием Hg (чем Pb) и CH₄ в воде и донных отложениях (Федоров и др.,

2007), что обусловлено способностью ртути к биометиллированию и эмиссии в газовой фазе Hg^0 и $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$.

Анализ литературных источников показал (Нестерук, 2020; Федоров и др., 2007), что полученные результаты экспериментальных исследований *in vitro* о влиянии содержания макро- и микроэлементов на активность бактериального сообщества и процесс метаногенеза противоречивы. Этот вывод получил косвенное подтверждение на основании анализа регрессионных моделей и тесноты связей между содержанием химических элементов и CH_4 . Вышеизложенное, стимулировало наши исследования, направленные на изучение биогеохимической связи между концентрацией микроэлементов с одной стороны и содержанием метана и его потоками с другой в болотных ландшафтах. Изучены связи между валовым содержанием макро- (Fe, Al) и микроэлементов (Zn, Ni, Cu, Pb, As, Mn, Cd, Cr) с одной стороны и содержанием метана в почвах и донных отложениях с другой.

При проведении регрессионного анализа зависимости содержания CH_4 от содержания микроэлементов и важнейших биомаркеров Fe, Al в большинстве случаев эти связи оказались значимыми, для других элементов проявлялись слабо или практически не проявлялись. Установлено, что валовые содержания макроэлементов Fe, Al и микроэлементов Mn, Ni, Cu, Cr проявляли слабую значимую обратную связь с содержанием CH_4 , а теснота связи содержания Pb, As, с содержанием CH_4 носила более сложный и противоречивый характер, а связь Cd с CH_4 была в основном незначимой. Высокие содержания валового Fe и Al оказывают слабое ингибирующее влияние непосредственно на процесс метаногенеза и/или это обусловлено тем, что соединения данных химических элементов способствуют усилению окисления CH_4 на границах раздела «почва – атмосфера» и «донные осадки – вода» и в болотных водах. Не исключено также опосредованное влияние литогенного фактора, обусловленного ростом содержания этих химических элементов с увеличением содержания минерального субстрата и, соответственно, снижением содержания CH_4 . Существование слабой отрицательной связи между содержанием Fe, Al, большинства микроэлементов и содержанием CH_4 в торфяных почвах стоит объяснять физико-химическими процессами, с одной стороны благоприятствующими накоплению Fe и связанных с ним микроэлементов, с другой стороны – уменьшению содержания лабильного органического вещества и CH_4 в слоях. Тесная прямолинейная зависимость между содержанием Pb, As и CH_4 в минеральных почвах, возможно, имеет литохимическую природу (сорбция Pb, As на тонкодисперсных частицах) либо носит случайный характер. Установленные не значимые обратные корреляционные зависимости между содержанием Pb, As, Mn и Cd и высокие отрицательные коэффициенты корреляции между содержанием Cr и CH_4 в донных отложениях и паре минеральные почвы – донные отложения требуют выполнения более масштабных и углубленных исследований, включая синхронное изучение поведения археобактерий и других микроорганизмов.

Исследование выполнено по гранту Российского научного фонда № 24-17-00038.

НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ ИДЕНТИФИКАЦИИ БИОЛОГИЧЕСКИХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ, СУЩЕСТВЕННЫХ ДЛЯ МОДИФИКАЦИИ ПОТОКОВ УГЛЕРОДА В БИОСФЕРЕ

Остроумов С.А.¹, Матишов Г.Г.², Ермаков В.В.³

¹Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, Москва;

²Южный научный центр РАН, Ростов-на-Дону;

³Институт геохимии и аналитической химии имени В.И. Вернадского РАН, Москва

Цель данного сообщения – внести вклад в обзор и анализ научной информации о биологических факторах, которые модифицируют, регулируют и стабилизируют некоторые этапы цикла углерода в биосфере.

В данных тезисах авторы фокусируют внимание на более ограниченной задаче – сфокусировать внимание на биологических факторах, связанных с водной средой обитания. Представляется целесообразным отметить или выделить следующие накладывающиеся друг на друга биологические факторы и их группы, которые рассматриваются в следующих частях нашего доклада.

1. Наиболее очевидные факторы – фотосинтез и дыхание. Накоплен большой объем научной информации о скоростях и масштабах потоков углерода, создаваемых этими глобальными факторами.

2. Секвестрирование и захоронение существенных количеств углерода в нескольких структурно-функциональных блоках (пелагических и донных) водных экосистем. Биотические факторы оказывают большое влияние на масштабы и скорости этих процессов. В водных экосистемах имеется динамика процессов, в которых участвуют РОВ (растворенное органическое вещество), DOC (Dissolved organic carbon), POC (particulate organic carbon), sea snow, накопление углерода в органических и неорганических компонентах донных осадков. Это большая группа факторов, влияющих на образование и разрушение DOC и POC.

3. Биогенное влияние на температуру водной среды. Существенна связь скоростей потоков углерода и температуры. Потоки тепловой и световой энергии, поступающей из атмосферы на поверхность водных экосистем, влияют на температуру воды, а температура влияет на скорость фиксации углерода при фотосинтезе и на скорость эмиссии углерода при дыхании планктона. Однако потоки тепловой и световой энергии через фотический слой зависят от мутности воды, а мутность создается взвесью фито планктона, бактериопланктона и частиц биогенного детрита. Обилие планктона возрастает при эвтрофировании воды. Таким образом, биологические факторы, связанные с эвтрофированием и увеличением количества взвешенных в воде частиц (клеток планктона и частиц биодетрита), влияют на температуру воды и тем самым дополнительно влияют на потоки углерода при его фиксации и эмиссии.

4. Биогенное влияние на центры конденсации воды в атмосфере, биогенная эмиссия веществ, способствующих образованию центров конденсации. Роль морского фитопланктона. Констатируем относительно существенную нехватку научной информации.

5. Необходимо отметить роль недавно открытых новых биофизических и биохимических механизмов и биомолекул в цианобактериях для стабилизации потоков углерода при изменении освещенности. Эти биохимические механизмы и биомолекулы тоже входят в число факторов, рассматриваемых в данном докладе.

6. Антропогенные влияния как факторы, воздействующие на этапы цикла углерода в биосфере. Экспериментальные работы одного из соавторов данного сообщения выявили новые факты: влияние химических загрязнителей среды (поллютантов) на пелагиально-бентальное сопряжение в водных экосистемах, связанное с потоками углерода.

Анализ всего спектра биологических факторов в соответствии с вышеформулированным списком представляется целесообразным и необходимым для уточнения и более полного понимания роли живых организмов в формировании, регуляции и стабилизации циклов углерода в современной геохимической среде.

МОДЕЛИРОВАНИЕ ДИНАМИКИ ЗАПАСОВ УГЛЕРОДА В ПОСТАГРОГЕННЫХ ПОЧВАХ ПОД ЛУГОВОЙ И ЛЕСНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТЬЮ

Припутина И.В.^{1*}, Фролов П.В.¹, Шанин В.Н.^{1,2}, Курганова И.Н.¹,
Фролова Г.Г.¹, Быховец С.С.¹

¹Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН – обособленное подразделение ФИЦ ПНЦБИ РАН, ул. Институтская, 2, корп. 2, Пушкино, 142290 Россия

²Центр по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН,
ул. Профсоюзная, 84/32, Москва, 117997 Россия

*e-mail: priputina@pbcras.ru

Моделирование биогенного цикла углерода – важное направление почвенно-биогеохимических исследований, ориентированное, в том числе, на анализ эффективности стратегий землепользования с позиций нетто-поглощения углерода, что актуально при решении проблем залежных земель. Модельные оценки позволяют прогнозировать изменение пулов и потоков углерода в почвах при разных вариантах их постагрогенного функционирования (естественном залужении, зарастании лесной растительностью или возврат в сельскохозяйственный оборот) с учетом региональных и локальных особенностей почвенно-растительных условий. Пример подобных оценок – результаты вычислительных экспериментов для залежных участков серой лесной почвы в подзоне широколиственных лесов на юге Московской области.

В качестве объекта исследования рассмотрены почвы опытно-полевой станции (ОПС) ИФХиБПП РАН (54.835° N, 37.574° E); данные о их постагрогенном состоянии отражены в публикациях (Ермолаев, Ширшова, 2000; Курганова и др., 2007; Баева и др., 2017). Для выполнения расчетов использовали почвенную модель Romul_Hum (Chertov et al., 2017, Komarov et al., 2017) и систему моделей EFIMOD3 (Шанин и др., 2022), которая позволяет моделировать динамику углерода и азота в лесных биогеоценозах.

Рассмотрены два имитационных сценария постагрогенной трансформации сельскохозяйственных земель: 1 – естественное залужение заброшенной пашни с формированием травяных сообществ разного видового состава в ходе луговых сукцессий; 2 – зарастание пашни древесной растительностью с доминированием *Betula* spp. Дополнительно моделировалась динамика пулов углерода в почве под зерновыми культурами (пшеница, ячмень) без применения удобрений. Для оценки поступления в почву фракций растительных опавов в сценарии 1 использовали данные геоботанических исследований хронорядов разновозрастных сукцессий луговых сообществ на территории ОПС (3, 7, 12 и 28 лет). Количественные оценки фракций опада древесной растительности в сценарии 2 получены по результатам моделирования роста мелколиственных древостоев в системе моделей EFIMOD3. Поступление пожнивных остатков в варианте зернового агроценоза рассчитано по данным В.И. Никитишена (2012). Моделирование гидротермических условий почв для всех сценариев выполнено с использованием статистического генератора почвенного климата SCLISS (Быховец, Комаров, 2002) и метеорологических данных для Южного Подмосковья за временной отрезок 1973-2017 гг. Годом «забрасывания» пашни считали 1980 г., что соответствует началу эксперимента по залужению на ОПС.

Проверка результатов вычислительных экспериментов выполнена по данным определения запасов $C_{орг}$ в почвах ОПС на разных сроках постагрогенной трансформации, которые были получены в разные годы в ходе полевых исследований. Кроме того, проведено сравнение результатов имитационных оценок потоков гетеротрофного дыхания почв на пашне, в луговом и лесном фитоценозах с данными круглогодичного мониторинга дыхания почв ОПС для соответствующих вариантов фитоценозов.

Согласно расчетам, длительное использование серой лесной почвы под зерновые культуры без применения удобрений ведет к снижению запасов почвенного органического вещества (ПОВ) в верхнем слое 0-30 см с 3.9 до 2.6 кг С м⁻² за временной отрезок около 45 лет (1973-2017 гг.), что соответствует ежегодным потерям на уровне 280-290 кг С га⁻¹. Сценарий 1 (зарастание пашни естественными злаково-разнотравными сообществами), напротив, способствует увеличению углеродного пула примерно на 2 кг С м⁻² за более короткий период времени, соответствующий 1980-2017 гг. Рост запасов происходит, в том числе, за счет формирования в ходе залужения органогенных горизонтов луговой подстилки. В среднем, ежегодная секвестрация углерода в Сценарии 1 составила около 540 кг С га⁻¹, а наиболее активное накопление ПОВ происходило на начальной (бурьянной) стадии залужения, характеризующейся преобладанием поверхностных фракций опада над подземными и началом формирования органогенного горизонта подстилки, что совпадает с литературными данными. Результаты, полученные в Сценарии 1, согласуются с натурными

данными определения запасов C_{org} в почвах рассматриваемого хроноряда. Лучшее соответствие получено для начальной пижмово-разнотравной (первые 5 лет после забрасывания пашни) и злаково-разнотравной (20-35 лет постагрогенного функционирования) стадий луговой сукцессии. Для переходных пырейниковой (6-10 лет) и кипрейно-пижмово-пырейной (11-20 лет) стадий модель несколько завышает углеродный пул залежных почв. Это может быть связано с «неопределенностью» данных о количестве и фракционном составе поступающих в почву растительных остатков, которые были рассчитаны по результатам геоботанических исследований участков разновозрастных лугов (соответственно, 7 и 12 лет после выведения пашни из оборота) в течение только одного вегетационного сезона.

Динамика запасов ПОВ в сценарии 2 (зарастание пашни мелколиственным лесом) в целом совпадает с данными сценария 1. На начальных стадиях формирования древостоя (до достижения им возраста около 20 лет) модельные оценки показывают чуть меньшие запасы ПОВ, чем при залужении. На следующем временном отрезке (примерно в 15 лет) углеродный пул почв под молодым лесом даже чуть выше, чем под лугово-травяными сообществами. Далее, запасы ПОВ под лесом относительно стабилизируются и соответствуют пулу, равному 5.3 кг С м^{-2} . При этом, начиная с возраста древостоя 5-7 и до 30 лет, запасы органогенных горизонтов подстилки, образующихся под лесом, примерно в 1.5-2 раза выше, чем в луговых сообществах.

Сравнение модельных оценок гетеротрофного дыхания с результатами полевых измерений общего дыхания почв, включающего дыхание корней, возможно с рядом допущений. Данные имитационных расчетов для холодного периода года, когда вклад корневого дыхания минимален, хорошо согласуются с результатами полевых измерений. В период активной вегетации (с мая по сентябрь) вклад дыхания корней в суммарную эмиссию выше и, кроме того, дыхание растений и гетеротрофное дыхание почв сильно зависят от гидротермических условий, отличающихся значительным варьированием, что не всегда удается учесть в имитационных оценках. Тем не менее, для всех рассмотренных нами вариантов получены высокие коэффициенты детерминации R^2 (0.58 – для пашни, 0.81 – для зарастаний лесом, 0.83 – для залужения); соответствующие коэффициенты наклона аппроксимирующей прямой s , характеризующие систематические отклонения, равны 0.44, 0.70 и 0.59 ($p < 0.0001$).

Неопределенность модельных оценок, связанных с имеющимся набором входных данных, акцентирует внимание на необходимости проведения дополнительных полевых исследований для улучшения модельного прогноза секвестрации углерода постагрогенными почвами с учётом возможных климатических изменений, смен характера землепользования и влияния таких биотических драйверов, как типы и сукцессионные смены растительных сообществ.

Работа выполнена в рамках темы гос. задания ФИЦ ПНЦБИ РАН, рег. номер 122040500037-б, и гранта МИНОБРНАУКИ РФ, рег. номер 075-15-2021-610.

РОЛЬ НАУЧНЫХ МЕДИАКОММУНИКАЦИЙ В ПОПУЛЯРИЗАЦИИ И ПРОДВИЖЕНИИ ЗНАНИЙ О ЦИКЛЕ УГЛЕРОДА. ИГРОВЫЕ СПОСОБЫ И МЕДИАПРОЕКТЫ

Пупышева Н.В.

Научный консорциум «РИТМ углерода».

e-mail: pypisheva@mail.ru

Научные медиакоммуникации — это общение через или с помощью посредника на научные или смежные темы. Для построения эффективных научных коммуникаций важно доносить информацию понятным целевой аудитории языком и использовать вовлекающие формы ее передачи.

Главная цель научных медиакоммуникаций — популяризация и продвижение научных идей, знаний и разработок или доведение конкретной информации до определенной группы лиц.

Начиная с 2008-2009 гг. среди требований в грантовых заявках, при проведении проектной деятельности стали появляться пункты, связанные с необходимостью обеспечения информационного сопровождения и популяризации результатов научной работы.

Среди способов повышения медийности научных проектов и развития информационного обеспечения деятельности организаций стоит выделить (Пупышева, 2023):

- регулярное ведение собственного (или тематического) аккаунта в социальной сети (сетях); создание медиатекстов на доступном и понятном языке;
- взаимодействие с журналистами СМИ (комментарии, интервью, пресс-мероприятия и пр.);
- регулярное сотрудничество с пресс-службой организации, в которой работают ученые (подготовка новостей, анонсов, ведение тематических рубрик в веб-ресурсах);
- партнерства с коллективами и организациями, которые могут обеспечить рост охвата аудитории;
- выступления не только на научных мероприятиях, но и тематических (не сугубо научных) форумах, саммитах, круглых столах;
- участие в тематических онлайн-форумах, помощь участникам по вопросам, на которых специализируется ученый;
- участие в медиапроектах, которые организуют пресс-, PR- и другие службы;
- обучение на тематических образовательных программах (по темам медиа-, научной журналистики, личного бренда, публичных выступлений и др.);
- и другие.

Инструменты и технологии научных медиакоммуникаций используются при построении информационной работы научного консорциума «РИТМ углерода» (<https://ritm-c.ru/>) при реализации Важнейшего инновационного проекта государственного значения «Единая национальная система мониторинга климатически активных веществ».

В структуре консорциума «РИТМ углерода» сформирована экспертная группа «Медиакоммуникации и образование». В нее вошли 43 человека (по состоянию на 25 марта 2024 г.): по 1-3 специалиста от каждой организации, являющейся участником или партнером консорциума.

Для продвижения и популяризации как текущей работы и результатов деятельности консорциума, так и тем, связанных с вопросами изменения климата, наземными экосистемами, циклами углерода и пр., особое внимание уделяется использованию игровых подходов и способов.

Геймификация, то есть использование игровых механик в научно-образовательных и научно-популярных проектах, позволяет вовлечь участников в процесс работы с информацией и удержать их внимание.

Именно игровые способы продвижения особенно актуальны для научных тем, потому что они помогают сделать эти темы (а соответственно весь проект, деятельность конкретной организации) более понятными и значимыми для людей. Как следствие, растет доверие аудитории, ее внимание и понимание конкретной тематики.

Для популяризации и продвижения деятельности консорциума «РИТМ углерода» в целом и знаний о цикле углерода в частности в 2023-2024 гг. разработаны и проведены:

1. Викторины и мастер-классы на Фестивале НАУКА 0+ в Москве и других городах. Так, проведены викторина «Жизнь в почве»: в игровой форме участники узнали о разнообразии мира почвенных обитателей, уникальности функций, которые они выполняют, а также о тесной взаимосвязи почвенной биоты с растениями, почвами и углеродом в лесных экосистемах. Проведены мастер-классы по съемке ручным лидаром стендового макета леса. Состоялись тематические мастер-классы по скетчингу, сопровождаемые рассказом о климатических изменениях.

2. Разработаны научные кроссворд, ребусы, раскраска, игра «Крокодил» на тему «Обитатели леса».
3. В среднем 3-6 раз в месяц в разных городах России проводятся тематические лекции и/или викторины, интеллектуальные игры для школьников, учащихся отраслевых колледжей и вузов.
4. В январе-феврале 2024 г. состоялся онлайн-лекторий «Изменения климата и углерод в наземных экосистемах: мониторинг и адаптация». Проведены 11 тематических лекций. На лекторий зарегистрировались 1875 участников.
5. Творческий конкурс научной раскраски, посвященный экосистеме леса, проведен среди участников онлайн-лектория. На конкурс были присланы 336 работ: дошкольники (12 рисунков), младшие школьники возрастом 7-10 лет (80 рисунков), учащиеся 11-19 лет (199 работ), участники 20-35 лет (34 рисунка), участники старше 35 лет (11 работ). Учителя и педагоги нескольких школ, колледжей и вузов России проводили по своей инициативе тематические занятия, давали детям раскраску и затем присылали работы на конкурс.
6. В сети Интернет работают сообщество консорциума ВКонтакте и группа в Телеграм (@ritm_c), где публикуются в т.ч. материалы, направленные на вовлечение читателей и расширения их знаний по вопросам климатических изменений, цикла углерода, роли наземных экосистем.

Медиакоммуникации и информационное сопровождение являются важной составляющей реализации научных и научно-образовательных проектов, деятельности команд и организаций. Повышение узнаваемости, понятности и открытости помогает развитию исследований, появлению новых проектов и возможностей, формированию неравнодушного и активного сообщества, росту доверия к конкретным командам и специалистам.

Работа выполнена в рамках реализации важнейшего инновационного проекта государственного значения «Разработка системы наземного и дистанционного мониторинга пулов углерода и потоков парниковых газов на территории Российской Федерации, обеспечение создания системы учета данных о потоках климатически активных веществ и бюджете углерода в лесах и других наземных экологических системах» (рег. № 123030300031-6).

АНАЛИТИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА БАЛАНСА ПОТОКОВ ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ НА ТЕРРИТОРИИ РОССИИ

Романовская А.А. *, Коротков В.Н.

Федеральное государственное бюджетное учреждение «Институт глобального климата и экологии имени академика Ю.А. Израэля, Москва 107258, ул. Глебовская, д. 20Б.

*e-mail: an_roman@igce.ru

Для разработки корректных траекторий движения стран к глобальным климатическим целям и оценки степени их выполнения, в том числе в рамках глобального подведения итогов в рамках Парижского соглашения, необходимо проводить оценку потоков парниковых газов между биосферой и атмосферой, как антропогенного, так и природного характера (например, Nabuurs et al., 2023). Такие оценки для Российской Федерации можно обнаружить в виде части крупных региональных исследований на основе модельных расчетов «сверху-вниз» (например, Pan et al., 2011; Sitch et al., 2015; Friedlingstein et al., 2023), данных обратного моделирования (например, Burne et al., 2023), в виде отдельных исследований по тому или иному типу экосистем (например, Федоров и др., 2005; Швиденко, Щепашенко, 2014; Замолодчиков и др., 2018; Карелин и др., 2016; Sirin et al., 2023) или по отдельным видам парниковых газов (например, Кудеяров, 2007, 2018; Метан

..., 2022). Только антропогенные потоки парниковых газов ежегодно оцениваются в Национальном кадастре парниковых газов в рамках отчетности по Рамочной конвенции ООН об изменении климата (РКИК ООН) (<https://unfccc.int/ghg-inventories-annex-i-parties/2023>). Единственная попытка полностью оценить роль всех экосистем России (включая тундры, леса, степи, луга, болота и водные экосистемы) с точки зрения суммарного баланса антропогенных и естественных потоков парниковых газов на основе исследования «снизу-вверх» выполнена в исследовании (Коротков и др., 2023) и уточнена в настоящей работе. Оценки выполнены на основе анализа данных прямых измерений, опубликованных в научной литературе, использовались методы расчетного мониторинга, математического и геоинформационного моделирования. Оценки выполнялись по состоянию на 2016 год. Ниже представлен анализ этих результатов.

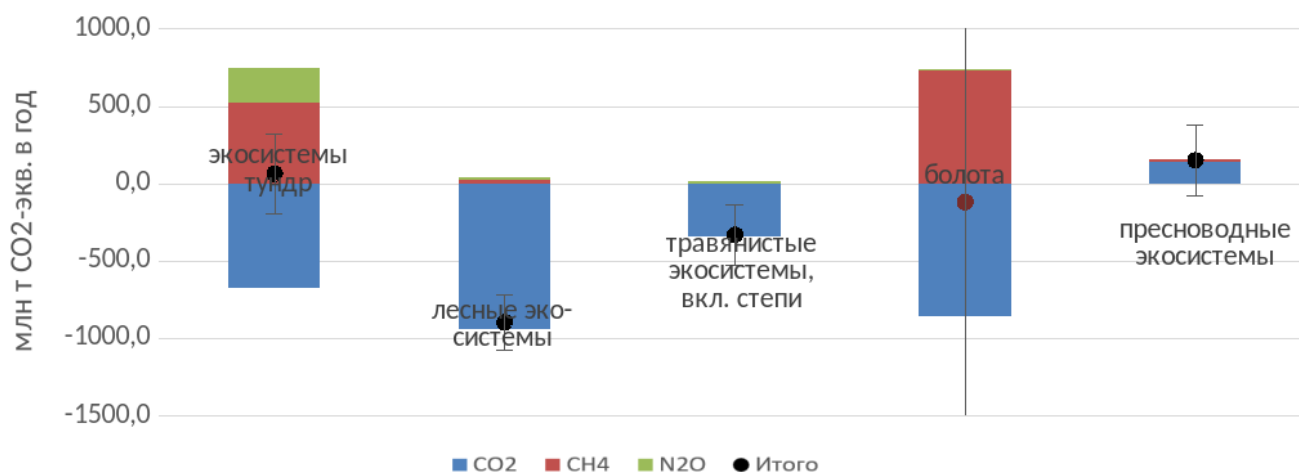


Рисунок 1 – Потоки парниковых газов по видам газов и типам природных экосистем в России, млн. т СО₂-экв. в год (отрицательные значения – поглощение, положительные – выбросы)

На рисунке 1 вертикальными линиями показаны диапазоны неопределенности (95% доверительный интервал). Два почти равных, но разнонаправленных потока СО₂ и СН₄ в болотных экосистемах, определили высокую неопределенность результирующего значения: ± 1580%. При этом поглощение СО₂ рассчитано с неопределенностью ± 200%, а СН₄ ± 100%. Из рисунка видно, что к ключевым потокам на территории России относится поглощение углерода лесными, болотными и тундровыми экосистемами, а также выбросы метана болотами и тундрами. Увлажненные территории, где в почвах часто создаются анаэробные условия, хотя и накапливают углерод, характеризуются относительно высокими выбросами метана в атмосферу и могут являться нетто-эмитентами по парниковым газам, учитывая, что потенциал глобального потепления у метана в 25-30 раз выше, чем у СО₂. Высокие эмиссии метана от болот в бореальной зоне, а также их рост в течение 2007-2021 гг. относительно уровня 2000-2006 отмечены в работе (Zhang et al., 2023).

Полученные оценки потоков парниковых газов требуют дальнейшего уточнения по следующим направлениям:

- уточнение данных по изменению запасов углерода в пулах подстилки и почвы в лесных экосистемах. При этом целесообразно рассмотреть изменение запасов в слое почвы 0-100 см, учитывая, что бореальные леса характеризуются высокими запасами углерода в почвах и изменение этих запасов в лесах происходит, в том числе, на глубине ниже первых 30 см. По-видимому, уточнение данных по этим пулам может обусловить увеличение общего нетто-поглощения углерода в лесах на -30...-40 млн т СО₂;

- принимая во внимание, что оценки для лесных земель выполнены на основе данных государственной статистики, в этой работе не включены леса на зарастающих

сельскохозяйственных землях, что может привести к недоучету поглощения до -90... -165 млн т CO₂ только в биомассе древостоев (экспертная оценка д.т.н. Барталева С.А., ИКИ РАН);

- по относительно высоким значениям эмиссии N₂O в тундрах. В литературе встречается гораздо меньшая оценка выброса N₂O в этой зоне. Так, по данным Voigt et al. (2020) в среднем для многолетнемерзлых почв удельная глобальная эмиссия N₂O за 1993-2019 гг. на 2 порядка ниже и в пересчете на сопоставимые единицы составляет около 0,57 г C-CO₂ м⁻² в год, чем получена в работе (Коротков и др., 2023) – 21,7 г C-CO₂ м⁻² в год. При этом общая оценка тундровой зоны в качестве слабого нетто-источника или территории с нулевым балансом парниковых газов хорошо согласуется с оценкой МГЭИК (IPCC Special Report..., 2019; Liu et al., 2022). В таком случае, по-видимому, поглощение углерода в (Коротков и др., 2023) также может быть несколько преувеличено для тундровых экосистем, что в совокупности с компенсирующими оценками эмиссии N₂O показывает согласующиеся с данными других авторов результаты;

- вероятен недоучет площадей мелких и временных пресноводных водоемов на основе данных государственной статистики и, соответственно, эмиссий парниковых газов от них. Более глубокое протаивание многолетнемерзлых грунтов в течение теплого периода года может сопровождаться образованием временных мелких водоемов, которые характеризуются высокими эмиссиями метана. Необходимо проводить дальнейшие исследования по оценке площадей мелких озер, ручьев и прудов на территории тундры по данным ДЗЗ для более корректной оценки годовой эмиссии метана и CO₂ в атмосфере.

ТРАНСПОРТ МЕТАНА ИЗ БОЛОТ ЧЕРЕЗ ПОДЗЕМНЫЕ ВОДЫ КАК ВАЖНЫЙ ЭЛЕМЕНТ БИОГЕОХИМИЧЕСКОГО ЦИКЛА УГЛЕРОДА В ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

Сабреков А.Ф.^{1*}, Терентьева И.Е.², Глаголев М.В.^{1,3}, Литти Ю.В.⁴

¹Югорский государственный университет, ХМАО-Югра, Ханты-Мансийск, ул. Чехова, 16.

²Faculty of Arts, University of Calgary, Canada, Calgary, 527 Campus Pl NW.

³Факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, Москва, Ленинские горы, 1, стр. 12.

⁴Институт микробиологии им. С.Н. Виноградского, ФИЦ «Фундаментальные основы биотехнологии» РАН, Москва, пр-т 60-летия Октября, 7, корп. 2.

*e-mail: sabrekovaf@gmail.com

Скорость роста атмосферной концентрации метана, второго по значимости антропогенного парникового газа, сильно изменялась в последние десятилетия. Это явление не удаётся объяснить динамикой мощности какого-либо одного источника или стока метана (Fletcher and Schaefer, 2019), поэтому тщательная инвентаризация каждого из них необходима для надёжного прогнозирования глобальных изменений климата и планирования эффективных мер по ограничению его эмиссии. Локальные выходы метана (сипы), обнаруженные в начале 2000-ых в центре Западной Сибири близ слияния Оби и Иртыша в поймах рек и ручьёв (Glagolev et al., 2011), характеризовались удельными потоками, превышающими значения из окружающих болот на 3 и более порядка (Oshkin et al., 2014). Целями настоящего исследования было определение происхождения этого метана и площади распространения сипов в регионе, необходимых для дальнейшей инвентаризации.

Для объяснения происхождения и путей миграции этого метана были выдвинуты три гипотезы: 1) подъём по трещинам и разрывам в земной коре из нефтегазоносных пластов на глубинах 1-2 км, повсеместно распространённых в регионе, 2) происходящая в регионе на глубинах 100-400 м деградация реликтовой вечной мерзлоты с высвобождением метана или органики, потенциально трансформируемой микробами в метан, 3) латеральный транспорт с током подземных вод из верховых болот, где микробы активно продуцируют метан. Для проверки этих гипотез мы использовали несколько биогеохимических индикаторов: состав

лёгких углеводородов, состав стабильных изотопов в метане, углекислом газе и воде, а также содержание радиоуглерода в метане (Sabrekov et al., 2023). Значения индикаторов были измерены в образцах воды и газа, отобранных в 50 участках в Среднем Приобье на территории площадью 120000 км². Дополнительно мы отобрали пробы воды и газа из болот и подземных вод для анализа механизмов миграции метана и сопутствующих биогеохимических процессов. Мы оценили площадь распространения локальных выходов метана по материалам космической съёмки Sentinel-2, проанализированным с помощью свёрточной нейронной сети ResU-Net, обученной по результатам прямого наземного обследования участков с локальными выходами и без них (Terentieva et al., 2022).

Полученные результаты однозначно свидетельствовали в пользу «болотной» гипотезы происхождения метана (Sabrekov et al., 2023). Газ, выходящий из сипов, состоял из метана и азота с примесями CO₂, этана и пропана. Метан составлял более 99.9% всех углеводородов в пробах газа из сипов, что типично для газа биогенного происхождения, то есть произведённого микроорганизмами. Максимальная обнаруженная концентрация метана в сипах (67.2%) практически совпадала с максимальной концентрацией метана в болотах (68.4%). Состав стабильных изотопов углерода и водорода в метане также указывал на его биогенное происхождение, причём при сравнительно высоких концентрациях он был синтезирован метаногенами по гидрогенотрофному пути и совпадал по изотопному составу с метаном в болотах, а при сравнительно низких – по ацетотрофному пути и имел более лёгкий изотопный состав по сравнению с болотным метаном. Возраст метана (от 4200 до 8000 лет) не превышал возраст донных слоёв торфа болот в регионе.

Значимые различия в рН, концентрации CO₂ и $\delta^{13}\text{C}(\text{CO}_2)$ между водой в болотах и сипах объясняются тем, что, кислая вода с метаном, мигрируя из болот в подземные воды, взаимодействует с карбонатами в подстилающих болото отложениях. Эта гипотеза подтверждается тем, что уравнение фракционирования Рэлея успешно предсказывает $\delta^{13}\text{C}(\text{CO}_2)$ в воде из сипов по $\delta^{13}\text{C}(\text{CO}_2)$ в болотных водах и концентрации CO₂ в этих средах. Скорость этой миграции метана из болот в сипы зависит от скоростей его транспорта через донные слои торфа, подстилающий болото водоупорный горизонт и водоносный горизонт, разгружающийся в сипах. Возраст метана в сипах и меньшие значения $\delta^{13}\text{C}$ в метане из сипов по сравнению с болотным метаном исключают сравнительно быструю миграцию через болото и водоупор под ним. Активность трития в воде из сипов выше 1 T.U. предполагает, что осадки, выпавшие после 1953 года, достигают водоносных горизонтов, разгружающихся в сипах (Jasechko, 2019). Таким образом, можно методом исключения предположить, что диффузия метана через глубинные слои торфа и нижележащий водоупор – наиболее медленная стадия транспорта метана из болот в сипы и именно она вносит наибольший вклад в возраст метана в сипах.

Облегчение состава стабильных изотопов C и H в метане по мере снижения концентрации метана в газе из сипов показывает, что миграция из болот в поймы через подземные воды протекает без существенного его окисления, иначе изотопный состав становился бы тяжелее. По-видимому, это связано с низкими концентрациями кислорода и акцепторов электронов (сульфатов, нитратов) в подземных водах. Диффузия также не может объяснить облегчение состава стабильных изотопов, поскольку в этом случае угол наклона линейной зависимости $\delta^{13}\text{C}$ от δD должен быть равен 1, а не 0.29 ± 0.02 , как это наблюдалось в метане из сипов (Sabrekov et al., 2023). Объяснить эту линейную зависимость можно смешением метана, произведённого в двух разных геохимических обстановках – собственно болотах, где метан синтезируется по гидрогенотрофному пути и где имеет наиболее высокую концентрацию, и в подземных водах, где он синтезируется по ацетотрофному пути и достигает сравнительно меньших концентраций. Однако при ацетотрофном метаногенезе должен продуцироваться метан, более тяжёлый по $\delta^{13}\text{C}$, а не лёгкий, как это наблюдалось. Возможным объяснением этого противоречия может быть протекающий в подземных водах хемолитотрофный ацетогенез, в ходе которого синтезируется ацетат, потребляемый ацетотрофными метаногенами. Рассчитанный $\delta^{13}\text{C}$ в

метане, синтезированном по такой двухступенчатой схеме, совпадает с наблюдавшимся в сипах с низкой концентрацией CH_4 .

Площадь полей сипов была оценена в 2885 км² или в 1.5% от площади исследуемого региона; среди них 412 км² или 0.2% общей площади было занято полями сипов высокой вероятности. Более 70% полей сипов высокой вероятности оказались сосредоточены в пойме Оби, еще 20% находились в поймах Иртыша и Конды – двух других реках региона с наиболее глубоко врезаемыми долинами. Поля сипов также широко распространены в низовьях многочисленных притоков Оби, но при отдалении от глубоко врезаемых участков пойм на десятки километров эти поля сипов практически исчезают (Terentieva et al., 2022).

Таким образом, миграция метана из болот в поймы через подземные воды может быть важным звеном цикла метана, обеспечивающим его попадание в атмосферу, в регионах, где широко распространены верховые болота.

Работа выполнена при поддержке важнейшего инновационного проекта государственного значения «Разработка системы наземного и дистанционного мониторинга пулов углерода и потоков парниковых газов...» (рег. № 123030300031-6).

ВЫДЕЛЕНИЕ И ПОГЛОЩЕНИЕ МЕТАНА В ЦИАНОБАКТЕРИАЛЬНЫХ СООБЩЕСТВАХ СОДОВЫХ ОЗЁР: НОВЫЙ ВЗГЛЯД НА СОПРЯЖЕНИЕ МИКРОБНЫХ ПРОЦЕССОВ

Самылина О.С. *, Косякова А.И., Меркель А.Ю., Клюкина А.А., Русанов И.И.,
Каллистова А.Ю., Пименов Н.В.

Институт микробиологии им. С.Н. Виноградского, ФИЦ Биотехнологии РАН, Пр-т 60-летия
Октября, 7/2, Москва

*e-mail: olga.samyлина@gmail.com

Начиная с 30-х гг. XX в. содовые озёра южной Сибири являются классическим объектом изучения микробных сообществ, адаптированных к жизни при щелочных значениях pH и высокой минерализации с преобладанием натриевых солей карбоната/бикарбоната (Исаченко, 1934; Труды ИНМИ, 2007; Sorokin et al., 2014, 2015). В контексте изучения проблем происхождения и эволюции биосферы микробиологические исследования велись в рамках гипотезы «содового континента», сформулированной академиком Г.А. Заварзиным (1993) и предполагающей важную роль озёр этого типа в формировании и сохранении первоначальных наземных микробных сообществ протерозоя. В настоящее время существуют доказательства широкого распространения содовых озёр в архее-раннем протерозое (Stüeken et al., 2015) и рассматривается их роль в пребиотическом синтезе и происхождении жизни (Haas et al., 2024; Toner et al., 2019, 2020).

По имеющимся на сегодняшний день представлениям круговорот метана протекает в осадках содовых озёр с широким диапазоном соленостей, вплоть до концентраций, близких к насыщению, и осуществляется метаногенными археями и метанотрофными бактериями (Khmelenina et al., 2010; Sorokin et al., 2018; McGenity and Sorokin, 2018). Архейный метаногенез – процесс строго анаэробный. В содовых озёрах выявлены гидрогенотрофный, ацетокластический, метилотрофный и миксотрофный (метил-редуцирующий) катаболические пути. Окисление метана в содовых озёрах происходит аэробно, преимущественно в верхнем слое осадков, и осуществляется в основном метанотрофами I типа, способными сохранять метаболическую активность при низком содержании кислорода.

В противовес классической парадигме, согласно которой биогенный метан продуцируется только метаногенными археями и только в бескислородных условиях, в настоящее время активно исследуется феномен «метанового парадокса», при котором активное выделение метана наблюдают в аэробных поверхностных водах морей и озёр по всему миру (Vižić et al., 2020). Содовые озёра в этом отношении изучены слабо, хотя этот

эффект и описан в некоторых из них – в оз. Соначи Восточно-Африканской рифтовой долины (Fazi et al., 2021) и нескольких озёрах бразильского Пантанала (Barbiero et al., 2018; Carvalho et al., 2024). «Метановый парадокс» в этих случаях был ассоциирован с цианобактериальными цветениями воды; его объясняют либо трофическими взаимодействиями цианобактерий с гидрогенотрофными и ацетокластическими метаногенами, развивающимися в микроанаэробных нишах взвешенных частиц (Fazi et al., 2021), либо с разложением метилфосфонатов гетероцистными цианобактериями (Carvalho et al., 2024).

Известно, что физиологическая активность микроорганизмов в естественных условиях подчиняется циркадным ритмам, приводящим к изменению интенсивности микробных процессов в течение суток. Предполагая связь выделения метана с активностью цианобактерий и учитывая влияние фотосинтеза на обогащение воды кислородом, можно ожидать существование суточной динамики содержания метана. Однако этот аспект феномена «метанового парадокса» пока не привлёк к себе внимания. В этой связи целью нашей работы стало изучение *in situ* суточной динамики выделения и поглощения метана в цианобактериальных сообществах мелководных содовых озёр Кулундинской степи (Алтайский край) и поиск микроорганизмов, вовлеченных в эти процессы. Были исследованы два озера: Горчина 1 (30 г/л) и Петуховское содовое (61 г/л). Объектом исследования были кислородные фототрофные сообщества, которые скапливались в виде толстого слоя рыхлой биомассы у уреза воды. В их составе по данным молекулярно-биологического и морфологического анализа преобладали цианобактерии родов *Nodosilinea*, *Sodalinema*, cf. *Leptolyngbya* и cf. *Trichormus (Nodularia)*.

Суточная динамика содержания метана в *in situ* биомассе фототрофных сообществ двух озёр была одинаковой: в утренние часы его концентрация достигала 150-200 нмоль $\text{CH}_4/\text{см}^3$, значительно превышая дневные (до 53 нмоль $\text{CH}_4/\text{см}^3$) и ночные (до 77 нмоль $\text{CH}_4/\text{см}^3$) значения. Наиболее подробно микробные процессы, приводящие к такой динамике, были изучены для оз. Петуховского содового с использованием методов радиоизотопного анализа и газовой хроматографии. В течение суток определяли интенсивности процессов выделения и окисления метана (ВМ и ОМ), первичной продукции (ПП) и азотфиксации (АФ). Эксперименты проводили в трёх биологических повторностях.

Динамика выделения/поглощения метана в течение суток была неравномерной. Выделение метана в ночное и раннее утреннее время (после 20 ч. вечера и до 8 ч. утра), происходило за счёт активности гидрогенотрофных метаногенных архей, относящихся преимущественно к родам *Methanocalculus* и *Methanobacterium*. В эти периоды суток их активность могла быть обеспечена анаэробными условиями и, предположительно, выделением водорода цианобактериями при АФ. Стоит отметить, что в дневное («аэробное») время метаногены также детектировались в составе фототрофных сообществ, однако не были активны, что говорит об отсутствии постоянных анаэробных микро niches в фототрофной биомассе и об опосредованной регуляции архейного метаногенеза цианобактериями с их циркадными ритмами.

В светлое время суток (с 8 ч. утра до 20 ч. вечера) происходило ОМ метанотрофными бактериями рода *Methylovulum*. Пик интенсивности ОМ наблюдался в утренние часы и совпадал по времени со значительным поглощением метана в экспериментальных флаконах и со снижением содержания метана в *in situ* биомассе. Наиболее высокие скорости ОМ наблюдались в первой половине дня, совместно с ростом активности кислородного фотосинтеза (ПП). То есть выделение кислорода цианобактериями «включало» и стимулировало активность аэробных метанотрофов.

Неожиданным стал пик выделения метана в период с 12 до 16 ч. дня, который появился на фоне активности метанотрофных бактерий и одновременно с максимумом интенсивности кислородного фотосинтеза. Скорость этого процесса превышала скорость ОМ и не могла быть объяснена активностью метаногенных архей. Причинами появления этого пика могут быть процессы разложения метилированных органических соединений самими

цианобактериями или другими микроорганизмами (Damm et al., 2010; Karl et al., 2008; Klintzsch et al., 2019; Kurth et al., 2020; Lenhart et al., 2012, 2016; Perez-Coronel, Veman, 2022; Sosa et al., 2019; Wang et al., 2021), образования метана Fe-Fe-нитрогеназами и нитрогеназоподобными редуктазами фототрофных бактерий (North et al., 2020; Perez-Coronel, Veman, 2022; Zheng et al., 2018), а также прямая конверсия углекислоты в метан оксифототрофами через неизвестный до сих пор механизм (Vižić et al., 2020).

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РНФ № 22-14-00038 и госзадания ФИЦ Биотехнологии РАН.

ОЦЕНКА ЗАПАСОВ ПОЧВЕННОГО УГЛЕРОДА ЛЕСОПАРКОВ ГОРОДОВ ЯДРА РОСТОВСКОЙ АГЛОМЕРАЦИИ

Скрипников П.Н.* , Горбов С.Н., Тагивердиев С.С., Сальник Н.В.

Академия биологии и биотехнологии им. Д.И. Ивановского,
Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, пр-т Стачки

*e-mail: skripnikov@sfedu.ru

В условиях урбандшафтов Ростовской агломерации под влиянием антропогенного воздействия происходят существенные изменения почвенного покрова. В этой связи всестороннее изучение содержания и запасов почвенного органического углерода, одного из основных компонентов почв региона, позволит расширить современные представления об изменениях свойств черноземов под воздействием антропогенного прессинга.

Объекты и методы исследования. Объектом исследования являлись естественные почвы парково-рекреационных зон Ростовской агломерации, относящиеся к одному подтипу – черноземы миграционно-сегрегационные (Шишов и др., 2004). Ростов-на-Дону, Аксай и Батайск образуют ядро агломерации, именуемое «Большим Ростовом» (47°14' с.ш., 39°42' в.д). К отличительным чертам почв лесопарков, в сравнении с почвами под типичной для нашей зоны степной растительностью, относятся: тенденция к увеличению мощности гумусово-аккумулятивной толщи в среднем на 15–20 см, выраженная агрономически ценная структура в дерновом горизонте, понижение глубины вскипания, размытость карбонатных стяжений и наличие рыхлой белоглазки в нижней части профиля (Скрипников, 2023).

Исследования проводились на 19 мониторинговых площадках городских парков и лесозащитных зон площадью 100 м² каждая, а также в травянистых сообществах для возможности сопоставления результатов. При выборе места для площадок учитывали следующие факторы: состав доминирующих древесных пород, их возраст, состав и выраженность кустарникового и травянистого ярусов. В ходе работы были составлены флористические списки, определено обилие видов.

Содержание углерода определялось методом высокотемпературного каталитического сжигания на анализаторе углерода TOC-L CPN Shimadzu в приставке для сухих образцов SSM-5000A (Roper et al., 2019).

Расчет запасов почвенного органического вещества осуществляется на основании полученных в ходе проведенных лабораторных анализов данных по следующей формуле:

$$\text{Запасы } C_{\text{орг}} = C_{\text{орг}} \times H \times \text{BD},$$

где $C_{\text{орг}}$ – содержание органического углерода, %; H – мощность горизонта, см; BD – плотность почвы, г/см³.

Результаты и их обсуждение. Проведение химического анализа почвенных образцов из слоя 0–10 см показало следующие результаты: наблюдается статистически достоверное (U -критерий, $p < 0,05$) увеличение содержания органического углерода в поверхностном 10-см слое в черноземах под древесной растительностью. В среднем оно составляет $4,24 \pm 0,85\%$ ($N=386$) относительно черноземов залежных участков Ростовской агломерации, где содержание $C_{\text{орг}}$ составляет $3,25 \pm 0,94\%$ ($n=43$).

В характере профильного распределения органического углерода было выявлено две тенденции. Некоторые участки демонстрировали плавное уменьшение содержания С орг. вниз по профилю, что также было характерно для почв под степной растительностью. С другой стороны наблюдалось резкое уменьшение содержания С_{орг.} в горизонте АU по сравнению с верхним дерновым горизонтом. На наш взгляд, это свидетельствует о тенденции к формированию лесного типа гумусового профиля в черноземах под искусственными древесными насаждениями

Совокупное поступление листового и травянистого растительного опада в почву приводит к изменениям в запасах органического углерода. Наибольшие значения в метровой толще отмечены для древесных фитоценозов (243,3±40,2 т/га). В травянистых запасы С_{орг.} достоверно ниже (188,9±12,2 т/га) (рисунок 1).

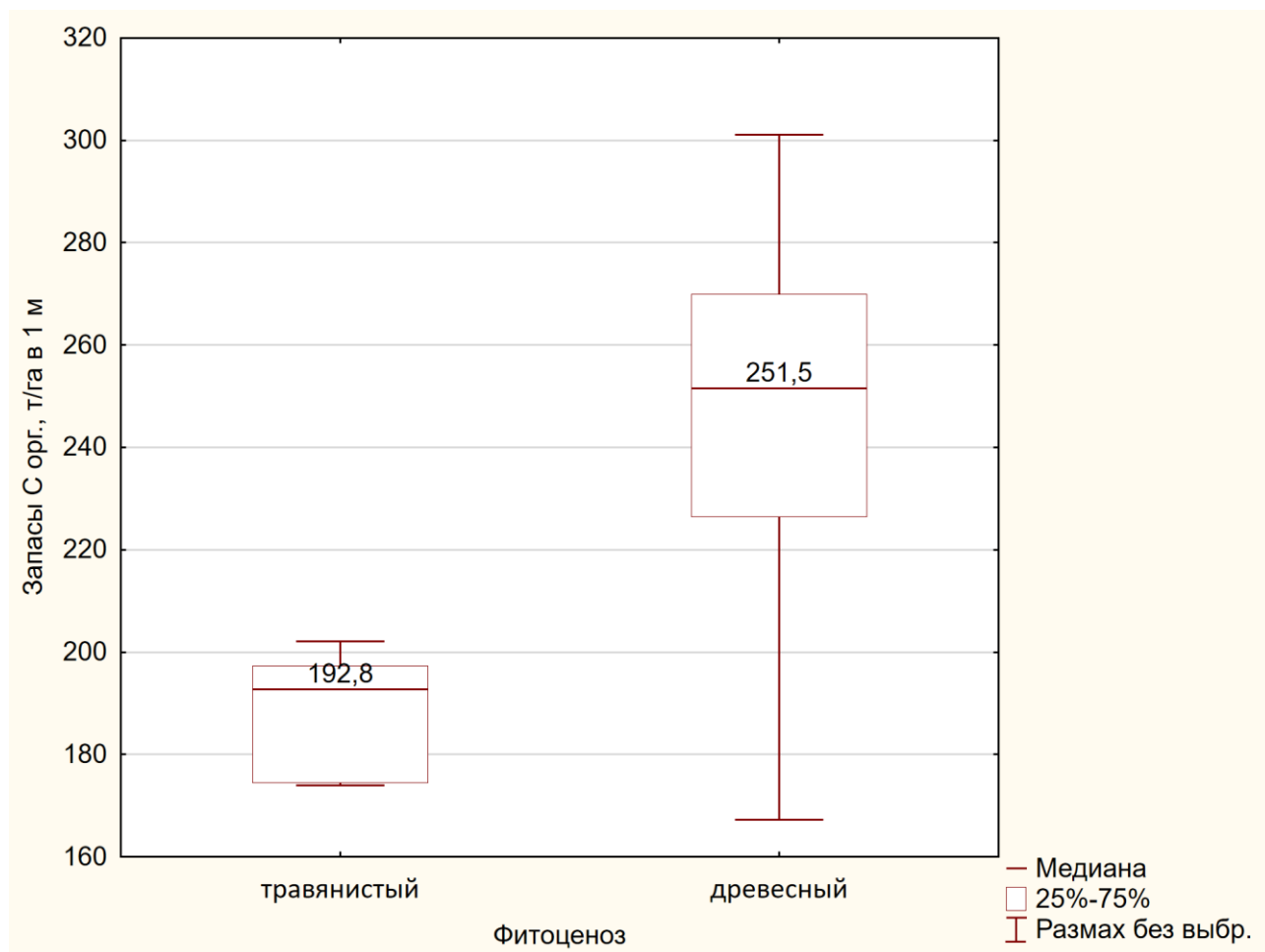


Рисунок 1 – Характеристика медианы и межквартильного размаха для запасов почвенного органического углерода в метровой толще под травянистыми и древесными фитоценозами

Используя литературные источники и данные дистанционного зондирования (Gorbov, Bezuglova, 2014), нами был рассчитан общий запас почвенного органического углерода для почв под древесной растительностью. Он составляет $1064,1 \times 10^3$ т. при погрешности в 15-20%, а в почвах залежных участков и пустырей с травянистой растительностью $1899,5 \times 10^3$ т. при погрешности в 5-10%.

Заключение. Посадка древесной растительности в городах стеной зоны позитивно отражается на сохранении пулов почвенного органического углерода, что особенно важно в условиях стремления человечества к сокращению выбросов парниковых газов и депонированию углерода. Наблюдаются увеличение его содержания в поверхностном

десятисантиметровом слое, а также запасов С орг. в метровом слое, что, несомненно, положительно сказывается на равновесии и устойчивости функционирования урбоэкосистем.

Исследование выполнено на базе Южного федерального университета за счет гранта Российского научного фонда № 24-27-00390, <https://rscf.ru/project/24-27-00390/>.

РОЛЬ ЛЕСНЫХ НАСЕКОМЫХ В РЕГУЛИРОВАНИИ ЦИКЛА УГЛЕРОДА

Суховольский В.Г.^{1*}, Иванова Ю.Д.², Тарасова О.В.³

¹Институт леса им. В.Н. Сукачева СО РАН, 660036, Красноярск, Академгородок, 50/28

²Институт биофизики СО РАН, 660036, Красноярск, Академгородок, 50/50

³Сибирский федеральный университет, 660041, Красноярск, пр. Свободный, 79

*e-mail: soukhovolsky@yandex.ru

Депонирование углерода в лесах России – процесс, связанный с ростом древесных растений. Однако в бореальных лесах России регулярно возникают такие критические явления, как лесные пожары и вспышки массового размножения лесных насекомых, ведущие к приостановке процесса депонирования углерода и выбросам углерода в атмосферу.

Экологические нарушения сильно влияют на локальные и глобальные запасы углерода на суше (Chapin et al., 2012). Они влияют на метаболизм экосистемы (продуктивность и дыхание), изменяют способ распределения фиксированного углерода, влияют на состав видов и структуру экосистемы, напрямую выделяют углерод в атмосферу или перемещают его (например, изделия из древесины) и вызывают внутренний перенос углерода между хранилищами экосистемы, от живого к мертвому. Нарушения в лесных экосистемах обычно приводят к краткосрочному сокращению запасов углерода в экосистеме. Последующее восстановление леса часто бывает постепенным. Таким образом, нарушения, как правило, имеют совокупный эффект сокращения запасов углерода на земле, даже если процессы нарушения являются неотъемлемой частью динамики лесных экосистем (Williams et al., 2016).

Подобные нарушения лесных экосистем происходят во всем мире повсеместно, и их частота и интенсивность возрастают (van Mantgem et al., 2009). Влияние повреждений леса насекомыми на углеродный цикл сильно зависят от типа насекомых, но в целом их можно разделить на прямое уничтожение деревьев, замедление роста или дефолиацию (Hicke et al., 2012).

Вспышки насекомых могут иметь долгосрочные последствия для круговорота углерода. После вспышки продуктивность древостоя может увеличиться, если рост выживших деревьев или подлеска ускорится после освобождения от конкуренции (Brown et al., 2010). Однако такое быстрое восстановление происходит не повсеместно (Pfeifer et al., 2011).

В ходе вспышки насекомые-филофаги повреждают крону деревьев, а ксилофаги сначала в ходе дополнительного питания жуков повреждают кроны деревьев и снижают депонирующие способности насаждений, а затем повреждают луб деревьев, что ведет к уменьшению интенсивности и прекращению фотосинтеза деревьев и депонирования углерода, а также к выбросам углекислого газа в атмосферу при дыхании насекомых, уменьшение интенсивности поглощения углекислого газа из атмосферы вследствие повреждения кроны можно рассматривать как «упущенную выгоду» депонирования. При этом часть углерода листьев и хвои трансформируется в биомассу насекомых.

Параллельно с изъятием листвы и хвои деревьев идет процесс выбросов экскрементов в почву, что фактически ведет к обогащению почвы удобрениями и росту в зоне очага массового размножения травянистых растений (то есть к компенсационному депонированию некоторого количества углерода). После гибели особей из текущего поколения насекомых и

поступлению биомассы трупов в почву они разлагаются с выделением углекислого газа в атмосферу.

Очень часто после повреждения деревьев филлофагами они повреждаются насекомыми-ксилофагами. При этом даже после частичных повреждений кроны дерево оказывается неспособным сопротивляться нападению ксилофагов и погибает. Этот эффект также необходимо учитывать при расчете баланса депонирования углерода.

Таким образом, в связи с потерями фотосинтетического аппарата деревьев в ходе развития вспышки массового размножения необходимо рассмотреть методы оценки потерь при депонировании углерода и развить методы расчетов выбросов диоксида углерода в атмосферу в ходе потребления корма насекомыми и технология мониторинга потоков углерода в ходе вспышек массового размножения с использованием спутниковых измерений.

Для лесов России наибольшую опасность представляют хвоегрызущие насекомые. В течение 2016-2021 гг. ими было повреждено более 7 млн.га леса. Можно говорить о четырех самых опасных видах лесных вредителей, воздействие которых ведет к наибольшим площадям повреждений. Это сибирский шелкопряд *Dendrolimus sibiricus* Tschetv., непарный шелкопряд *Lymantria dispar* L., короед-типограф *Ips typographus* L. и уссурийский полиграф *Polygraphus proximus* Blandford.

В ходе вспышки массового размножения насекомые – филлофаги повреждают хвою или листья деревьев. При этом углерод фитомассы листьев и хвои трансформируется при дыхании насекомых в углекислый газ, выделяющийся в атмосферу. Экскременты и тела насекомых в конечном счете тоже оказываются в почве. Для оценки интенсивности таких потоков углерода были использованы специальные эксперименты по выкармливанию гусениц непарного шелкопряда хвоей лиственницы сибирской *Larix sibirica* Ldb. и сосны обыкновенной *Pinus sylvestris* L., а также листьев березы пушистой (*Betula pendula* Rotsch) (Soukhovolsky et al., 2023).

Если в очаге массового размножения непарного шелкопряда насаждение площадью 1 га дефолировано полностью, то в этом случае в атмосферу выбрасывается 0.65 т диоксида углерода, в почву – с экскрементами 2.32 т, и, с телами насекомых – 0.50 т. Если рассматривать очаг площадью 100 га, то в атмосферу попадет около 64 т, в почву всего 280 т.

Так как неповрежденные деревья в процессе жизни депонируют определенное количество углерода, зависящее от породы деревьев, их местоположения и возраста, то при реализации вспышки массового размножения насекомых процессы депонирования тормозятся или прекращаются и величина NPP уменьшается или становится равной нулю. Будем характеризовать эти явления как упущенную выгоду депонирования. в ходе развития вспышек массового размножения сибирского шелкопряда в пихтовых насаждениях в возрасте свыше 100 лет на площади до 1000000 га, как это произошло в Енисейском районе Красноярского края в 2015-2019 гг. При средней интенсивности депонирования углерода 3-3.5 т га⁻¹ год⁻¹ до гибели эти насаждения депонировали в пересчете на чистый углерод от 1.5 до 1.75 млн т углерода в год (коэффициент пересчета со значения фитомассы на величину чистого депонированного углерода будем принимать равным 0.5). При полном уничтожении всех этих насаждений в результате повреждения сибирским шелкопрядом упущенную выгоду следует считать за все годы, в течение которых депонирование на поврежденной территории не происходит.

Работа выполнена в рамках государственного задания ЦЭПЛ РАН (регистрационный номер 1022090800034-7-1.6.19) в соответствии с Распоряжением Правительства Российской Федерации от 2 сентября 2022 года №25-15р в целях реализации важнейшего инновационного проекта государственного значения, направленного на создание единой национальной системы мониторинга климатически активных веществ.

ДИНАМИКА ЗАПАСОВ УГЛЕРОДА В ВАЛЕЖЕ И ПОЧВЕ ПОСЛЕ ВЕТРОВАЛОВ В СТАРОВОЗРАСТНОМ МНОГОВИДОВОМ ШИРОКОЛИСТВЕННОМ ЛЕСУ

Ханина Л.Г.^{1*}, Бобровский М.В.^{1,2}, Смирнов В.Э.^{1,3}, Романов М.С.^{1,4}

¹Институт математических проблем биологии РАН – филиал Института прикладной математики им. М.В. Келдыша Российской академии наук, 142290, Россия, г. Пущино, ул.

Проф. Виткевича, д. 1.

²Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН – обособленное подразделение ФИЦ ПНЦБИ Российской Академии наук, 142290, Россия, г. Пущино, ул.

Институтская, д. 2.

³Центр по проблемам экологии и продуктивности лесов Российской академии наук, 117997, Россия, г. Москва, ул. Профсоюзная, д. 84/32с14.

*e-mail: khanina.larisa@gmail.com

Оценки вкладов ветровалов и крупных древесных остатков (валежа) в циклы углерода и динамику органического вещества почвы весьма противоречивы и плохо изучены (Harmon et al., 2020). Частота ветровалов, как массовых, так и единичных, возрастает вследствие глобальных изменений климата (Thom, Seidl, 2016; Chernokulsky et al., 2023). Вместе с тем, вывалы деревьев являются признаком спонтанного развития лесной экосистемы, широко представленным в лесной зоне до начала земледельческого освоения территорий (Бобровский, 2010). В целом, вклады ветровалов и валежа в углеродные циклы во времени и пространстве практически не исследованы, и современная количественная оценка этих вкладов является весьма актуальной задачей. Целью работы являлась оценка скоростей разложения валежа разных видов, оценка динамики C и N в валеже и гумусовом горизонте почвы после массовых и единичных ветровалов в многовидовом широколиственном лесу.

Полевые исследования проводили в 2020-2023 гг. в широколиственных лесах заповедника «Калужские засеки»: на двух участках массового ветровала, прошедшего в 2006 г. – в экотопах флювио-гляциальных песков и покровных лёссовидных суглинков, а также на участке старовозрастного леса, расположенного на суглинках. Почвы: дерново-подзолы, (Podzol и Arenosol по WRB), дерново-подзолистые (Retisol), серые (Luvisol), их сочетания, а также темногумусовые (Phaozem). Полевые исследования включали: (1) переучет валежа на трансектах; (2) отбор образцов древесины восьми видов деревьев – *Quercus robur*, *Fraxinus excelsior*, *Tilia cordata*, *Ulmus glabra*, *Acer platanoides*, *Populus tremula*, *Betula pendula* и *Picea abies*, на пяти стадиях разложения из лежащих стволов и на нулевой стадии из стоящих живых деревьев и (3) отбор почвенных проб под валежом, рядом с валежом и в фоновом лесу, не затронутом массовым ветровалом. Для физико-химического анализа древесины и оценки скоростей разложения валежа было собрано 247 образцов с поперечных спилов 52 лежащих стволов и из 24 живых деревьев (торцевой фрезой), информация о деревьях и образцах доступна в системе GBIF (Khanina et al., 2023a). Для оценки скоростей разложения видов с учетом неоднородности этого процесса для каждого поперечного диска измеряли его диаметр и площадь, занимаемую древесиной на разных стадиях разложения, включая площадь участков с полостями. Стадии разложения древесины от 1 (минимальной) до 5 (максимальной) определяли по стандартной методике с модификациями для широколиственных видов (Ханина и др., 2023). Для анализа физико-химических характеристик почв собрано 143 почвенных образца из верхнего гумусового горизонта (0–5 см). На участках массового ветровала взято 62 парных почвенных образца на песках под и рядом со стволами 6 видов деревьев; 38 парных образцов на суглинках под и рядом со стволами 5 видов деревьев; по 10 образцов в каждом экотопе вне участков массового ветровала. В старовозрастном лесу было взято 20 парных почвенных образцов под крупными лежащими дубами на второй стадии разложения и рядом с ними (по 5 на Luvisol и Phaozem) и дополнительно 3 образца под дубами на пятой стадии разложения (на Luvisol). Мощность гумусового горизонта в месте отбора образцов была определена почвенным буром.

В лаборатории образцы древесины и почв были высушены и взвешены, определена объемная плотность; содержание С и N (%) было определено на автоматическом CHNS-анализаторе; массовая концентрация элементов (г/м³) рассчитана путем умножения доли соответствующего элемента на плотность образца. Скорость разложения оценивали по экспоненциальной модели Олсона (Olson, 1963) с учетом доли древесины на разных стадиях разложения у восьми исследованных видов спустя 14(15) лет после массового ветровала; стандартные ошибки констант разложения оценивали с использованием дельта-метода (Khanina et al., 2023b). Запасы С и N (кг/га) в лежащих стволах оценивали на основе объема валежа, измеренного на трансектах. Для этого объем валежа, распределенный по видам и стадиям разложения, умножали на среднюю массовую концентрацию элемента. Для оценки динамики запасов валежа использовали данные по трансектам 2010 и 2020/2021 гг. Начальный запас С и N в 2006 г. определяли по объему валежа на трансектах 2010 г., умноженному на массовую концентрацию элементов в живых деревьях. Исходили из предположения, что деревья падали живыми, и объем упавших стволов не сильно изменился за первые 4 года после ветровала (Fraver et al., 2013; Бобровский, Стаменов, 2020). Запасы С и N в минеральной почве оценивали путем умножения массовой концентрации элементов на мощность горизонта А. Динамику почвенных характеристик оценивали путем сравнения содержания и запаса С и N в почвах на участке ветровала и в фоновых почвах, которые предполагали неизменившимися за 14(15) лет после ветровала. Статистический анализ выполняли в среде R путем проведения серии однофакторных дисперсионных анализов.

Содержание С в древесине сильно варьировало, но значимо не менялось в процессе разложения древесины: ср. 45.8 ± 0.2 (ст. ош.)%. Содержание N росло с увеличением стадии разложения, но массовая концентрация снижалась за счет уменьшения плотности древесины. На песках за 14 лет после массового ветровала выявлено снижение объема валежа в 1.5 раза при снижении запасов С в 2.7 раз. На суглинках объем валежа уменьшился в 1.3 раза при большем снижении запасов С (в 3.9 раз). Причина такого расхождения – большая доля валежа осины и отсутствие валежа дуба на участке ветровала на суглинках при наличии дуба и меньшей доли осины на песках. Среди всех изученных видов, осина и дуб показали максимальную и минимальную скорости разложения, соответственно. В целом, деревья с кольцесосудистой древесиной (дуб, вяз, ясень) отличались более низкими скоростями разложения по сравнению с видами с рассеяннo-сосудистой древесиной (осина, береза, липа, клен). Как следствие, наличие валежа видов первой группы способствовало более долговременному депонированию углерода в древесине относительно видов второй группы. Ель по скорости разложения находилась между видами этих двух групп лиственных деревьев (Khanina et al., 2023b).

Физико-химические свойства дерново-подзолов на ветровале и на участке вне массового ветровала значимо не различались (Ханина и др., 2023); только отношение С/N было значимо ниже на ветровале и составляло в среднем 12.5 ± 0.2 против 14.1 ± 0.6 вне массового ветровала ($R^2 = 13\%$). Не различались также свойства проб, взятых под валежом и рядом с валежом, но наблюдалась сильная зависимость почвенных характеристик от вида упавшего дерева. На суглинках содержание и запасы С и N оказались наибольшими на участке массового ветровала, свободном от лежащих стволов, а оценки почв под валежными стволами в основном были близки оценкам фонового леса (Ханина и др., 2024). Под лежащими стволами на суглинках наблюдалось снижение всех показателей почвенного богатства и активности; наиболее ярко этот эффект проявлялся на более богатых темногумусовых почвах. Содержание С было максимальным в почве под валежом 5ой стадии разложения: ср. $9.3 \pm 3.6\%$ при фоне $4.2 \pm 0.2\%$.

Работа выполнена при поддержке проекта РНФ № 24-24-00340.

ВЛИЯНИЕ ПОЖАРОВ В ЛЕСОТУНДРЕ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ НА ТЕРМИЧЕСКУЮ СТАБИЛЬНОСТЬ И УСТОЙЧИВОСТЬ К МИКРОБНОЙ МИНЕРАЛИЗАЦИИ ПОЧВЕННОГО ОРГАНИЧЕСКОГО УГЛЕРОДА

Чаусова Е.Е.* , Упорова М.А., Арбузова Е.А., Самохина Н.П., Филимоненко Е.А.
Тюменский государственный университет,
г. Тюмень, ул. Володарского, д. 6, 625003
*e-mail: chausova.liza2016@yandex.ru

Природные пожары являются одним из важных факторов, влияющих на круговорот углерода (С). Под воздействием высокой температуры пожара почвенное органическое вещество (ПОВ) трансформируется, в результате изменяется его устойчивость к микробному разложению (Pereira et al., 2021). Наибольшая частота возникновения пожаров на севере Западной Сибири наблюдается в годы с низким количеством осадков и высокими температурами воздуха в июне-июле, что приводит к высушиванию опада, мхов и лишайников, которые служат материалом для поддержания горения (Московченко и др., 2020). Это подчеркивает особую важность климатических изменений для увеличения частоты и интенсивности природных пожаров. Климатические изменения в Арктике происходят в четыре раза быстрее, чем в среднем на планете (Rantanen et al., 2022) и приводят к ускоренному росту частоты возникновения природных пожаров в экосистемах высоких широт. Почвы северных экосистем являются резервуаром для 700 Гт С (McCarty et al., 2021), что обуславливает высокую важность исследований влияния природных пожаров на количество и качество (стабильность) С в почвах экосистем высоких широт (Bastow, 2020).

Для исследования влияния природного пожара в лесотундре Западной Сибири на стабильность ПОВ был выбран участок в Тазовском районе ЯНАО в районе п. Газ–Сале, где пожар был в 2018 году. Почвы отбирались в 2023 году на горелом и контрольном участках в трёх полевых повторностях с глубин 0-5, 5-10, 10-20 и 20-30 см. В почвах определяли содержания и запас органического углерода ($C_{орг}$), общего азота ($N_{общ}$), пул микробного углерода ($C_{микр}$) и скорость базального дыхания (БД). Термическую стабильность ПОВ определяли по его устойчивости к воздействию температуры при нагревании до 650 °С в окислительной атмосфере на приборе Mettler Toledo (TGA/DSC 3+). В составе ПОВ выделили пулы по их устойчивости к разрушению (окислению) с повышением температуры: лабильный (разрушается при 180–340 °С), стабильный (340–450°С) и устойчивый (450–650 °С). В качестве маркеров термической стабильности ПОВ использовали отношение суммы содержаний стабильного и устойчивого ПОВ к лабильному ПОВ ($K_{стабильности}$) и температуру, при которой окисляется 50 % содержащегося в образце ПОВ (T_{50}).

В почве на глубине 0–30 см участка гари содержание $C_{орг}$, $N_{общ}$ и их отношение, а также запасы С и N соответствуют значениям в почвах контрольного участка. В верхних 5 см почвы на горелом участке $C_{микр}$ и БД увеличились в 1,5 и 2 раза по сравнению с контрольным участком. В постпирогенной почве возросло отношение БД: $C_{орг}$ и $C_{микр}:C_{орг}$. в 2,5 и 1,3 раза по сравнению с почвой, не подвергшейся воздействию природного пожара. В почвах на глубине 5-30 см на участке гари $C_{микр}$ и БД снизились в 3 и 3,3 раза, а отношение БД: $C_{орг}$ и $C_{микр}:C_{орг}$ – в 4,6 и 3,6 по сравнению с почвами контрольного участка. В почвах, подвергшихся действию пожара, был выявлен рост удельного дыхания микробной биомассы в 2–3 раза (табл.1).

В почве участка гари содержание термически лабильного ПОВ снижено на 3,3% в сравнении с контрольным участком. Выделение энергии при сгорании органического вещества постпирогенной почвы на 40% выше, чем в почве контрольного участка лесотундры Западной Сибири. Это связано с увеличением содержания ароматических соединений, характеризующихся большей энергией внутренних химических связей в составе ПОВ, которые формируются в результате пожара. $K_{стабильности}$ ПОВ не изменяется в результате пожара (табл. 2), а T_{50} увеличилась на 1,5 °С - с 356,3 °С для почв контрольного участка до

357,8 °С в почвах, трансформированных пожаром. С ростом T_{50} в почвах экспоненциально снижается скорость базального дыхания, отражая увеличение устойчивости ПОВ к микробной минерализации при его увеличении термической стабильности.

Таблица 1.

Влияние пожара на почвенные показатели углеродного цикла в лесотундре Западной Сибири

Глубина, см	Гарь				Контроль			
	0-5	5-10	10-20	20-30	0-5	5-10	10-20	20-30
$C_{орг}$, г/кг	40±2	13,3±0,3	14,5±0,3	5,4±0,1	36,9±1,3	14,5±0,3	7,26±0,1	3,4±0,06
$N_{общ}$, г/кг	1,6±0,08	0,7±0,01	0,6±0,01	0,3±0,0	1,60±0,06	0,60±0,01	0,34±0,0	0,20±0,0
$C_{орг}$, т/га	30±15	10,3±2	21,0±4	7,9±1	27,7±10	11,2±2	10,5±1	4,9±0,8
$N_{общ}$, т/га	1,2±0,5	0,4±0,09	0,8±0,1	0,4±0,05	1,2±0,4	0,5±0,09	0,5±0,06	0,3±0,05
БД мкгС/г·су т	20,1±0,03	2,9±0,01	2,1±0,01	1,9±0,003	6,3±0,01	3,5±0,01	2,4±0,01	3,5±0,01
$C_{микро}$, мкгС/г	332±12	62±7	50,1±2	36,3±3	227±6	109±7	94,1±11	118±11
qCO_2 , мг CO_2 - С·г $C_{микро}^{-1}$ сут	0,6±0,001	0,5±0,002	0,4±0,002	0,5±0,005	0,3±0,0004	0,3±0,001	0,2±0,001	0,1±0,001
БД: $C_{орг}$, мг С·г $C_{орг}^{-1}$ сут	0,5±0,01	0,2±0,02	0,1±0,01	0,2±0,04	0,1±0,004	0,2±0,01	0,3±0,02	1±0,06
$C_{микро}$, % $C_{орг}$	0,8±0,1	0,4±0,1	0,3±0,1	0,6±0,07	0,6±0,2	0,7±0,2	1,3±0,2	3,5±0,6

Таблица 2.

Влияние пожара на термическую стабильность органического вещества почв лесотундры Западной Сибири

Пулы ПОВ (0–5 см)						$K_{стабильности}$
термически лабильный		термически стабильный		термически устойчивый		
мг·г ⁻¹	доля в составе ПОВ, в %	мг·г ⁻¹	доля в составе ПОВ, в %	мг·г ⁻¹	доля в составе ПОВ, в %	
Гарь						
38±16	43,6±1,9	30,9±12	36,5±1,2	13,3±2	19,8±2,9	0,7±0,06
Контроль						
38,3±12	46,3±1,5	31,4±9	38,3±0,9	14,2±2	20,1±2,3	0,7±0,04

В результате пожара содержание и запас органического углерода и общего азота в почве на участке гари не изменяется в сравнении с почвой контрольного участка. Термическая стабильность органического вещества возрастает за счёт увеличения соединений более устойчивых к термическому окислению, и в результате повышается устойчивость ПОВ к микробному разложению. Трансформация ПОВ и прямое температурное воздействие на микробное сообщество увеличивает удельное дыхание микробной биомассы, что приводит к нарушению равновесного состояния микробоценоза.

Исследование выполнено в рамках проектов: РНФ № 23-24-00370 «Термические свойства почв как индикатор стабильности почвенного органического вещества», <https://rscf.ru/project/23-24-00370/> и «Устойчивое землепользование в Арктике в свете глобальных природных изменений (TerrArctic)», № 89-ДОН.

УГЛЕРОД И ГЕТЕРОТРОФНАЯ АКТИВНОСТЬ В ОТЛОЖЕНИЯХ ЛЕДОВОГО КОМПЛЕКСА НА РАВНИНЕ ЛЕНО-АМГИНСКОГО МЕЖДУРЕЧЬЯ, ЦЕНТРАЛЬНАЯ ЯКУТИЯ

Шепелев А.Г.¹, Евграфова С.Ю.^{1,2}

¹Институт мерзлотоведения им. П.И. Мельникова СО РАН, ул. Мерзлотная, 36, Якутск, 677010 Россия

²Институт леса им. В.Н. Сукачева СО РАН, Академгородок, 50, стр. 28, Красноярск, 660036 Россия

Ледовый комплекс (ЛК) – уникальный объект геоморфологических процессов криолитозоны, распространен в Центральной Якутии и приморских низменностях Северо-Востока России, в меньшей степени на севере Красноярского края. Возникновение ЛК пришлось на период позднего плейстоцена с образованием сингенетических мерзлых пород и пронизанного клиньями подземного льда. При его эволюции внушительное количество органического материала сосредотачивалось между телом ископаемого льда и вмещающими отложениями, которые становились частью вечной мерзлоты. В мерзлых породах ЛК заключена летопись органического мира, хранящая ценные источники об экосистеме позднего плейстоцена, которые изучаются в современный период.

Участки исследований расположены в 10 км к северо-западу от средне-продуктивной лесной научной станции «Спасская падь» в Лено-Амгинской провинции Центральноякутской низменности. Характеризуются бореальным типом средней тайги с преобладанием лиственничных лесов. Основное распространение получили палевые почвы, относящиеся палево-метаморфическому отделу. Почвенные профили участков приурочены к палевой осолоделой почве, почвообразующая порода – суглинок. В геоморфологическом плане – денудационно-аккумулятивная равнина, межлассный тип местности (доминирующий комплекс в аласно-котловинном рельефе на плоскоравнинных участках, слагаемый повторно-жильными льдами мощностью до 14 м). На территории преобладают многолетнемерзлые породы (ММП) мощностью от 400 до 450 м, льдистость ЛК составляет 30–70%. Определение содержания общего органического (ТОС) и неорганического (ТИС) углерода проводилось на анализаторе Leco RC612 методом сухого сжигания в окислительной среде. Количество выделившегося микроорганизмами CO₂ в течение инкубационного эксперимента выполнялось на газовом анализаторе Picarro 2201-i, потенциальное дыхание из минеральных горизонтов почвы и отложений ЛК оценивалось методом субстрат-индуцированного дыхания по глюкозо-минеральной смеси.

Формирование и последующее развитие вечной мерзлоты определяют консервацию углеродсодержащего материала до тех пор, пока ММП не подверглись оттаиванию и деградации, это может быть, как на локальном местном уровне, так и в глобальном в результате циклического изменения климата. Для выявления функционирования биологических сред в геологических формациях криолитозоны важно понимать их взаимосвязи с потенциальной дестабилизацией природной среды. С этой целью предпринята серия микробиологических экспериментов, показывающих активность микробного сообщества по выделению углекислого газа из деятельного и защитного слоев, а также верхней толщи ММП, что наглядно демонстрирует их жизнеспособность при активизации и повышение температуры воздуха в лабораторных условиях. Данный аспект применим естественным условиям мерзлотных экосистем, поскольку выявляет принципы, при которых содержащиеся органические остатки и в их составе углерод являются субстратом для микробиологической активности, вызывающих эмиссию CO₂ из

протаивающего ЛК, причем деградация сопровождается не только биологическими процессами, но и физическим разрушением мерзлых отложений под влиянием термокараста. Таким образом, за тысячелетия накопившийся углерод и заключенный в ММП превращается в экосистемный источник атмосферных газов наравне с водяным паром, образующийся при таянии подземных льдов и до тех пор, пока основная часть льда не утратит своего объема.

В таблице 1 и на рисунке 1 показана вариативность углерода и гетеротрофного дыхания в зависимости от слоя почвы и ММП. Базальное дыхание в деятельном слое исследуемого ЛК изменялось от 0,26 мг С-СО₂ г⁻¹ почвы ч⁻¹ до 0,54 мг С-СО₂ г⁻¹ почвы ч⁻¹. В защитном слое параметры БД колебались от 0,34 мг С-СО₂ г⁻¹ почвы ч⁻¹ до 0,64 мг С-СО₂ г⁻¹ почвы ч⁻¹. Наиболее выраженными в этом отношении являются ММП, в которых БД изменялось в широких пределах от 0,24 мг С-СО₂ г⁻¹ почвы ч⁻¹ до 0,73 мг С-СО₂ г⁻¹ почвы ч⁻¹. БД имела более тесную связь с ТОС и в меньшей степени ТИС, причем это не зависело от количества содержащегося углерода в профиле разреза. Потенциальное дыхание в деятельном слое варьировало от 1,73 мг С-СО₂ г⁻¹ почвы ч⁻¹ до 7,91 мг С-СО₂ г⁻¹ почвы ч⁻¹, в защитном слое – от 2,13 мг С-СО₂ г⁻¹ почвы ч⁻¹ до 3,98 мг С-СО₂ г⁻¹ почвы ч⁻¹, а в ММП – от 1,72 мг С-СО₂ г⁻¹ почвы ч⁻¹ до 35,24 мг С-СО₂ г⁻¹ почвы ч⁻¹. СИД, характеризующий фоновую дыхательную активность, значительно проявился в ММП за счет более высокого содержания ТОС, что свидетельствует о естественном потенциале микроорганизмов минерализовывать органическое вещество при потеплении климата и деградации вечной мерзлоты. Это также указывает на выраженную физиологическую роль микроорганизмов в верхней толще ММП, которые находятся в замороженном состоянии, но при активизации могут истощить запасы органического углерода.

Таблица 1.

Средние статистические величины микробиологических показателей и различных форм углерода на поверхности почвы и ледового комплекса

Показатели	N набл.	Ср.	Min	Max	σ ²	σ	p<0,05	Корреляция
ТОС, %	30	0,63	0,04	2,01	0,37	0,61	0,49	БД/ТОС – 0,80
ТИС, %	30	0,41	0,02	1,21	0,11	0,33	0,26	БД/ТИС – 0,60
БД, мкг СО ₂ /г/ч	30	0,42	0,24	0,74	0,03	0,16	0,13	СИД/ТОС – 0,83
СИД, мкг СО ₂ /г/ч	30	8,84	1,72	35,24	78,68	8,87	7,04	СИД/ТИС – 0,58

Примечание. БД – базальное дыхание, СИД – потенциальное дыхание, σ² – дисперсия, σ – стандартное отклонение, p – доверительный интервал.

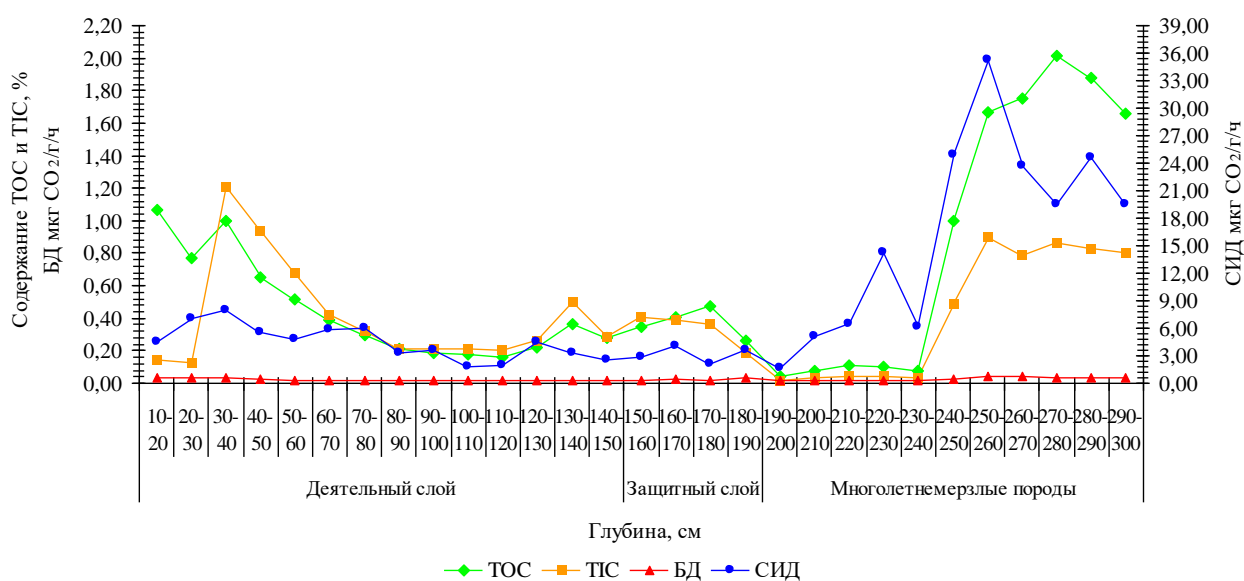


Рисунок 1 – Изменения содержания углерода и гетеротрофного дыхания в минеральных горизонтах почвы и ММП позднего плейстоцена

Работа выполнена в рамках бюджетного проекта «Криогенные процессы и формирование природных рисков освоения мерзлотных ландшафтов Восточной Сибири» (рег. № 122011400152-7) и ВИП ГЗ «Разработка системы наземного и дистанционного мониторинга пулов углерода и потоков парниковых газов на территории Российской Федерации, обеспечение создания системы учета данных о потоках климатически активных веществ и бюджете углерода в лесах и других наземных экологических системах» (рег. № 123030300031-6).