

УДК 631.46:631.417.4:574.4

ПОСТПИРОГЕННАЯ ТРАНСФОРМАЦИЯ ПОТОКОВ УГЛЕРОДА И АЗОТА В ТУНДРОВЫХ ПОЧВАХ (МОДЕЛЬНЫЙ ЭКСПЕРИМЕНТ)

Андреева О.А., Маслов М.Н., Поздняков Л.А.

МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: elvi.23@mail.ru

Огонь как экологический фактор, оказывающий влияние на все блоки экосистемы относительно хорошо изучен для бореальных лесов. Увеличение частоты возникновения [1] и необыкновенно большие площади [2] пожаров наблюдающиеся в последние десятилетия в арктической тундре, указывают на то, что огонь становится все более важным фактором, регулирующим функционирование и этих экосистем, однако последствия тундровых пожаров до сих пор остаются малооцененными.

Во время природных пожаров температура на поверхности почвы редко превышает 200-300 °С, но при наличии достаточного количества горючего материала может достигать 500-1500 °С. В связи с низкими запасами надземной фитомассы в тундровых экосистемах основное воздействие пожара приходится на органогенные почвенные горизонты, депонирующие органический углерод (С) в течение долгого времени [3], что, в первую очередь, затрагивает круговорот С. Так, например, установлено, что для кочкарных пушицевых тундр Аляски (п-ов Сьюард) непосредственно после пожара характерна сильная эмиссия С-содержащих газов (прежде всего, CO₂), которая постепенно убывает, а экосистема вновь переходит к состоянию С-стока, компенсируя пирогенные потери [4]. Однако продолжительность такого восстановления сильно варьирует, а система в течение длительного времени может колебаться вокруг положения равновесия С-баланса. В условиях южной тундры (Воркута) в кустарничковой экосистеме изменение потоков С носит несколько иной характер и зависит от сезона: весной ненарушенные участки тундры, а также гари 8-летней давности функционируют как источник С-CO₂, а участок гари 2-летней давности – как сток [5]. Летом ненарушенные участки тундры демонстрируют разнонаправленный баланс С-CO₂, зависящий от температуры воздуха и почвы, а участки гарей разного возраста функционируют как зона стока С-CO₂. В целом баланс С в кустарничковой экосистеме постпирогенной сукцессии неустойчив до тех пор, пока продуктивность участков не достигнет максимума.

О влиянии пирогенного фактора на процессы круговорота азота в тундровых экосистемах практически ничего не известно. Установлено, что пожар приводит к повышению доступности N в почве [6].

В данной работе сделана попытка в условиях лабораторного эксперимента оценить влияние пирогенного фактора различной интенсивности на физико-химические свойства и процессы круговорота углерода и азота в тундровых почвах Хибин, в том числе с целью поиска наиболее информативных показателей для оценки воздействия пожара на почву.

Образцы органогенных горизонтов (верхние 5 см) тундровых почв отбирались в двух экосистемах – кустарничково-лишайниковой (КЛ) и ерниковой (ЕР), расположенных на северо-западном склоне г. Вудъяврчорр (Хибинский горный массив) на высоте 525 м н.у.м. В биогеоценозе КЛ формируется сухоторфяно-подбур иллювиально-гумусовый, или Folic Leptosol, в ЕР – литозем перегнойно-грубогумусовый, или Folic Leptosol. Образцы почв отбирали в 5 повторностях с участков площадью 25×25 см, удаляли крупные камни и растительные остатки, не утратившие свою анатомическую целостность, после чего доводили до воздушно-сухого состояния. Высушенные образцы просеивали через сито 2 мм и разделяли на три части. Первая часть служила в качестве контроля, вторую часть почвы нагревали в муфеле в течение 1 часа при температуре 200 °С, третью – в течение 1 часа при температуре 400 °С, моделируя воздействие по-

жара разной интенсивности. Навески исходной и подвергшейся нагреванию почвы помещали в пластиковые контейнеры, увлажняли дистиллированной водой до 60% ППВ и инокулировали свежей, не подвергавшейся высушиванию и нагреванию почвой из расчета 1 г инокулята на 50 г почвы. Инкубирование почвы проводили в климатической камере SANYO MIR-153 в темноте в течение 60 суток с ежедневным контролем влажности весовым методом.

Отбор проб почвы для анализа проводили непосредственно после увлажнения (0 день), а также после инокуляции свежей почвой на 1, 3, 7, 15, 30, 45 и 60 сутки эксперимента. В свежей почве определяли следующие физико-химические показатели: pH и удельную электропроводность (водная вытяжка, соотношение почва : раствор 1 : 50) и окислительно-восстановительный потенциал. В почвах определяли концентрацию углерода и азота, экстрагируемых 0,05 М K₂SO₄, аммонийного азота и нитратного азота. Углерод и азот микробной биомассы (С микр и N микр) определяли методом фумигации-экстракции. Минерализацию органических соединений азота (ΔN мин) рассчитывали как разницу концентраций суммы N неорганических соединений в почве после и до инкубации, нитрификацию (ΔN нитр) – как разницу концентраций нитратного азота, а микробную иммобилизацию (ΔN имм) – как разницу концентраций N микробной биомассы (N микр).

Базальное дыхание почвы определяли после инкубации образцов массой 0,5 г в флаконах при температуре + 22 °С в течение 24 часов. Интенсивность метаногенеза, азотфиксации и денитрификации определялась после инкубации образцов массой 0,5 г в флаконах при температуре + 28 °С в течение 7 суток. В связи с низкой активностью процессов в исследуемых почвах помимо актуальной (без добавления глюкозы) определялась также потенциальная (с добавлением 1% глюкозы) скорость продукции метана и связывания молекулярного азота, а также денитрификации при внесении 1% глюкозы и 0,25% нитратов. Определение всех параметров биологической активности почвы проводилось в 3-5 кратной аналитической повторности для каждого варианта опыта.

Пирогенное воздействие приводит к незначительному изменению pH почвы – повышение pH почвы, подвергшейся горению составляло порядка 0,3-0,6 единиц pH по сравнению с контролем. Столь слабое изменение на наш взгляд связано с исходно низким содержанием обменных катионов, прежде всего, Са и Mg в почве (суммарное содержание не превышает 10-20 ммоль/100 г почвы) [7]. В то же время, пирогенное воздействие существенно повышает концентрацию минеральных солей в почве, что выражается в увеличении электропроводности водной вытяжки в 5-10 раз для почвы экосистемы КП и в 2-3 раза для почвы ЕР. Повышение электропроводности связано с высвобождением части минеральных элементов из состава слабогумифицированного органического вещества почвы при горении. Не менее показательным является значение Eh почвы – после горения ОВП снижается в 2-4 раза и приближается к значениям, соответствующим сильновосстановительным условиям, что связано с повышением гидрофобности почвенных частиц после прохождения огня и образованием дополнительного количества анаэробных зон внутри почвы.

Пирогенное воздействие изменяет баланс лабильного углерода в почвах. При этом важен не только факт пирогенного воздействия, но и интенсивность огня. На рис. 1 представлена динамика лабильного углерода, углерода микробной биомассы и С-СО₂ в почве экосистемы ЕР.

В контроле в течение 60 суток инкубации наблюдается постепенное снижение концентрации лабильного углерода в почве. Кривая динамики углерода микробной биомассы имеет классический вид с лаг-периодом 1-2 сутки, последующим максимумом и постепенным затуханием. Подобная динамика С микр связана с высвобождением части углерода микробной биомассы при высушивании почвы и его переходом в состав

пула лабильного С, последующим использованием микроорганизмами пула лабильного углерода в качестве источника питания и его постепенного истощения за счет дыхания микроорганизмов. Пирогенное воздействие слабой интенсивности (200 °С) приводит, во-первых, к росту концентрации лабильного С в почве, очевидно за счет разложения части биополимеров почвы (лигнин, целлюлоза, гемицеллюлоза и др.), а, во-вторых, к существенному росту концентрации С микр и эмиссии CO₂ почвами. Рост микробной биомассы в почве в этом случае возможен благодаря комбинации следующих факторов: 1) увеличение доступности источников углерода и энергии за счет термодеструкции биополимеров; 2) увеличение концентрации минеральных солей; 3) относительно слабое воздействие краткосрочного пожара на микробный пул. Более интенсивное пирогенное воздействие на тундровые почвы (нагрев при 400 °С) приводит к существенным потерям лабильного С и практически полной гибели микробиоты. Недостаток доступного углерода даже на фоне значительного увеличения доступности минеральных солей не приводит к росту микробной биомассы в пирогенной почве после инокуляции.

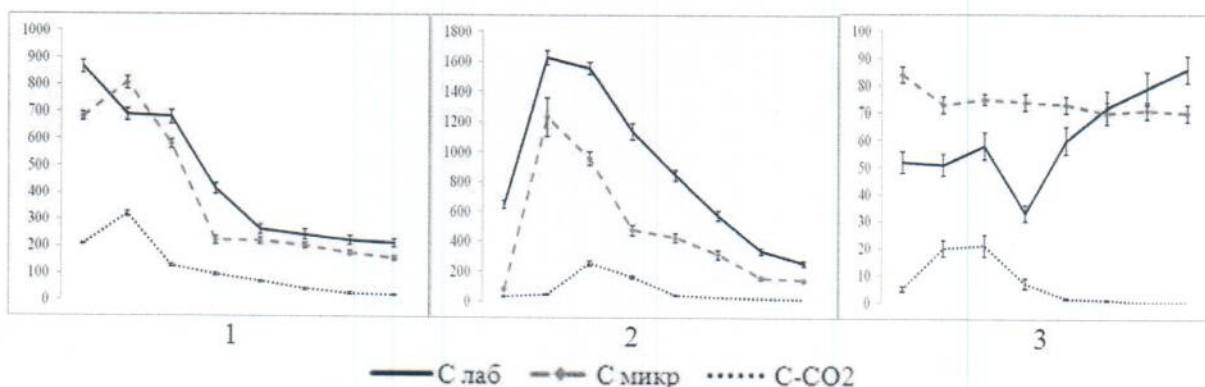


Рис. 1. Динамика углерода в почве ерниковой экосистемы (1 – контроль; 2 – нагрев при 200 °С; 3 – нагрев при 400 °С)

Основные тренды изменения пулов углерода в почвах при пирогенном воздействии характерны и для пула азота. Однако следует отметить существенное повышение концентрации минерального, прежде всего, аммонийного азота в почвах с увеличением интенсивности горения. Увеличение скорости нетто-минерализации связано с высвобождением дополнительных количеств N из ранее недоступных форм, а также со снижением скорости нетто-иммобилизации микроорганизмами из-за потери части доступного углерода почвами. Повышение скорости нитрификации связано как с увеличением концентрации аммонийного азота, так и со снижением потребления N растениями и микроорганизмами.

Исследуемые почвы показали крайне низкую актуальную скорость продукции метана, азотфиксации и денитрификации, что на наш взгляд связано с недостатком доступного углерода для развития микробиоты и, очевидно, низкой численностью целевых групп микроорганизмов в почвах.

Потенциальные скорости процессов метаногенеза, азотфиксации и денитрификации дают более наглядные показатели изменения этих процессов при пирогенном воздействии. Так, при внесении дополнительного количества глюкозы в почву продукция метана увеличивается, хотя и остается на низком уровне (в пределах 3-8 нг CH₄/г почвы/сутки для контрольных почв). Пирогенное воздействие увеличивает продукцию метана почвами в 1,5-2 раза, что связано с образованием дополнительного количества анаэробных зон и созданием микроаэрофильных условий в почве.

Потенциальная скорость азотфиксации в контрольных почвах составляет 2,6-5,0 нг N₂/г почвы/сутки. При этом, в почвах, подвергшихся пирогенному воздействию, потенциальная скорость связывания молекулярного азота снижается в 2-4 раза, что связано с высвобождением дополнительного количества свободного, в том числе минерального N в почве за счет термодеструкции азотсодержащих биополимеров. Относительное повышение доступности минерального азота при условии отсутствия конкуренции со стороны растений подавляет процесс азотфиксации в почвах тундры. С повышением доступности азота возрастает и потенциальная скорость денитрификации. При этом в пирогенных почвах процесс потери азота в 5-6 раз выше, чем в почвах контроля. Однако, это справедливо только на ранних стадиях инкубации, примерно к середине срока инкубирования скорость денитрификации в контрольных образцах сравнивается с значениями, характерными для почв, подвергавшихся пирогенному воздействию.

Таким образом, пожар существенным образом изменяет физико-химические показатели тундровых почв и параметры круговорота углерода и азота в них. При этом, результат воздействия пирогенного фактора зависит как от исходных свойств почвы, так и от интенсивности огня. При низкой интенсивности горения наблюдается положительный отклик роста микробной биомассы (увеличение концентраций углерода и азота микробной биомассы в почвах), а также высвобождение дополнительных количеств лабильного углерода, органических и минеральных форм азота. Пожар высокой интенсивности приводит к практически полной потере почвой лабильного углерода, что определяет низкую скорость роста микробной биомассы и низкую биологическую активность почвы. Однако при этом существенно возрастает концентрация минеральных форм азота, прежде всего, аммонийного N. Наиболее чувствительным к пирогенному воздействию параметром биологической активности тундровых почв является почвенное дыхание. Процессы продукции метана, связывания молекулярного азота и денитрификации выражены слабо за счет нехватки доступного углерода. Потенциальные скорости этих процессов также невелики. При этом отмечается увеличение продукции метана пирогенными почвами за счет создания микроаэрофильных условий в почве. Повышение доступности минерального азота подавляет процесс азотфиксации, но стимулирует денитрификацию в почвах тундры.

Работа выполнена при поддержке РФФИ (грант 16-34-00060 мол_а).

Литература

1. Rocha A.V., Loranty M.M., Higuera P.E., Mack M.C., Hu F.S., Jones B.M., Breen A.L., Rastetter E.B., Goetz S.J., Shaver G.R. The footprint of Alaskan tundra fires during the past half-century: implications for surface properties and radiative forcing // *Environ. Res. Lett.* 2012.
2. Jones B.M., Breen A.L., Gaglioti B.V., Mann D.H., Rocha A.V., Grosse G., Arp C.D., Kunz M.L., Walker D.A. Identification of unrecognized tundra fire events on the north slope of Alaska // *Journal of geophysical research: Biogeosciences.* 2013. Vol. 118.
3. Zimov N.S., Zimov S.A., Zimova A.E., Zimova G.M., Chuprynin V.I., Chapin III F.S. Carbon storage in permafrost and soils of the mammoth tundra-steppe biome: Role in the global carbon budget // *Geophysical research letters.* 2009. Vol. 36.
4. Vourtilis G.L., Oechel W.C. Eds. // *Ecology.* 1999. Vol. 80(2).
5. Карелин Д. В., Замолодчиков Д. Г. Углеродный обмен в криогенных экосистемах. М., 2008.
6. Schuur E.A.G., Crummer K.G., Vogel J.G., Mack M.C. Plant species composition and productivity following permafrost thaw and thermokarst in Alaskan tundra // *Ecosystems.* 2007. Vol. 10.
7. Шмакова Н.Ю., Ушакова Г.И., Костюк В.И. Горно-тундровые сообщества Кольской Субарктики (эколого-физиологический аспект). Апатиты, 2008.