

УДК 574.4+632.187.1(470.1)

ПОСЛЕПОЖАРНЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ УГЛЕРОДНОГО ЦИКЛА В ЮЖНЫХ ТУНДРАХ

© 1998 г. Д. Г. Замолодчиков*, Д. В. Карелин*, А. И. Иващенко**

* Центр по проблемам продуктивности и экологии лесов РАН, 117418 Москва, ул. Новочеремушкинская, 69

** Биологический факультет МГУ, 119899 Москва, Воробьевы горы

Поступила в редакцию 29.10.97 г.

В июне–августе 1996 г. проведены сравнительные исследования кустарничковой мохово-лишайниковой тундры и двух гарей того же типа тундры (пожары 1988 и 1994 гг.) в районе г. Воркуты (северо-восток европейской части России). Определены общие запасы углерода и динамика его биогенных потоков в течение вегетационного периода. Показано, что нетронутая пожаром экосистема являлась источником углерода для атмосферы, в то время как гари – его стоком. Осуществлена оценка послепожарного восстановления исходного запаса углерода для экосистем южных тундр.

В тундре, как и в лесах, пожары представляют собой один из основных путей быстрого возвращения углерода из экосистемы в атмосферу. Вероятность возникновения пожаров увеличивается при потеплении климата, что может существенно сказаться на углеродном балансе территории Российской Арктики.

В вечной мерзлоте и сезонно-талом слое почвы тундровых экосистем содержится значительное количество органического углерода. При повышении температур воздуха и почвы значительная часть этого углерода может перейти из связанного состояния в углекислый газ атмосферы (Billings e.a., 1982), что в свою очередь будет влиять по принципу положительной обратной связи на процесс глобального потепления. Данные, полученные на Аляске (США), показывают, что тундровые экосистемы, которые прежде функционировали как сток углерода, превратились в его источник за последние 20 лет (Oechel, Vourlitis, 1994; Oechel e.a., 1995). Результаты, подтверждающие отмеченный выше эффект положительной обратной связи, были также получены в различных регионах тундровой зоны России (Замолодчиков и др., 1997 а, б; Зимов и др., 1991). Отсюда следует, что тундровый биом может стать значимым источником углерода в период глобального потепления.

Существует два основных направления трансформации углеродного цикла в тундре. Первое из них связано с изменением в соотношении величины валового дыхания экосистемы и валовой первичной продукции. Подробно этот процесс рассмотрен в указанных выше работах. Второй путь является значительно более быстрым и связан с пожарами. Фоновая частота тундровых пожаров может существенно возрасти в результате потепления климата. Это подтверждается данными

Противопожарной службы США (Oechel, 1993) и главным образом связывается с ростом температуры поверхности почвы (Chapman, Walsh, 1993).

Цель настоящей работы – количественная оценка обусловленных пожарами потерь углерода и скорости последующего восстановления исходного запаса углерода в тундровых экосистемах.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Полевые исследования проводили в июле–августе 1996 г. на стационарных площадках в 25 км южнее г. Воркуты (67°20' с.ш., 63°44' в.д.). Климат района исследований характеризуется влажным холодным летним сезоном и умеренно холодными зимами (Ребристая, 1977) со среднегодовой температурой –6.0°C. Наиболее теплым месяцем года является июль (+12.4°C). Годовая норма осадков составляет 548 мм, из них в теплый сезон (июнь–сентябрь) выпадает 242 мм. Снежный покров обычно устанавливается в конце сентября, снеготаяние происходит в период с конца мая до начала июня. Глубина снежного покрова варьирует от 10 см до 1.5 м в зависимости от характера микрорельефа и растительности. Глубина максимального летнего протаивания почвы составляет 1–1.5 м.

Растительный покров изучаемой территории варьирует в зависимости от местных особенностей рельефа, солнечной и ветровой экспозиции, уровня грунтовых вод и т.д. (Арчегова и др., 1991; Ребристая, 1997). Одним из наиболее распространенных типов местообитаний является кустарничковая мохово-лишайниковая тундра. Верхний ярус в ней представлен кустарниками и кустарничками высотой 15–20 см с доминированием *Betula nana*, *Empetrum hermaphroditum*, *Arctous alpina*, *Vaccinium uliginosum*, *V. vitis-idaea*, *Ledum decum-*

ens. Травяной ярус относительно беднее по составу и складывается в основном *Calamagrostis holmii*, *C. lapponica*, *Festuca ovina*, *Carex ensifolia*. Мохово-лишайниковый ярус разнообразен и сформирован более чем 15 видами.

Обе гари (2- и 8-летняя) относились к территории кустарничковой тундры. Растительный покров 2-летней гари был редким и состоял в основном из мхов (высота 2–3 мм, проективное покрытие 40%), трав (злаковые и иван-чай) с покрытием 13% и редко встречающихся незатронутых огнем кустиков *Betula nana* и *Salix* sp. На участке 8-летней гари преобладали хорошо развитые мхи рода *Polytrichum* (высотой 4 см, покрытие 100%) и сосудистые растения (злаковые, иван-чай, карликовые ивы, морошка) с покрытием около 15%.

Три серии пробных площадок были расположены в кустарничковой тундре, выбранной в качестве контроля предпожарного состояния экосистемы, на 2- и 8-летней гарях. Каждая серия состояла из пяти пробных площадок 40 × 40 см. Суточные измерения углеродных потоков проводили при помощи кубической камеры из прозрачного органического стекла с основанием 40 × 40 см. Камеру во время измерений помещали на алюминиевые основания, предварительно вкопанные в почву. Герметичность соединения камеры с основанием достигалась с помощью водяного затвора. Изменения концентрации углекислого газа в камере определяли при помощи портативного инфракрасного газоанализатора Li-Cor 6200. Потоки CO₂ измеряли на каждой пробной площадке в серии через 1–1.5 ч в течение 24-часового цикла. Значения потоков CO₂ на свету служили оценкой чистого потока, в затемненной камере – валового дыхания, а их разность – валовой первичной продукции. Кроме того, прибор фиксировал температуру и относительную влажность внутри камеры, а также внешнюю интенсивность ФАР. Дополнительно регистрировали температуру воздуха на поверхности почвы, а также температуру почвы на глубине 1.5 и 10 см. Влажность и глубину оттаивания почвы определяли после каждого суточного цикла измерений. Суточные измерения повторяли через 7–10 дней в каждом исследуемом участке. Всего за период наблюдений (17 июня–3 августа) было проведено 9 суточных измерений в кустарничковой тундре, 6 – на 2-летней и 5 – на 8-летней гари. Суточные величины потоков углерода рассчитывали путем интегрирования данных по внутрисуточной динамике. Величину суточного потока в данной экосистеме оценивали как среднее по данным 5 пробных площадок.

В течение периода наблюдений на площадках, аналогичных по размерам (40 × 40 см) измеряемым в суточных циклах, мы отбирали и высушивали до абсолютно сухого веса пробы наземных компонентов растительности (зеленые и древес-

ные части кустарников и кустарничков, травы, мхи, лишайники, мертвые части кустарников и трав). После завершения всех измерений растительную массу на каждой из постоянных площадок также срезали. Получены данные по 39 пробным площадкам. Величины сухой растительной массы были пересчитаны на углерод при помощи коэффициентов 0.50 (для живых компонентов) и 0.53 (для мертвых частей и подстилки).

Запасы углерода в подземной сфере экосистемы включают углерод живых корней, мертвых растительных остатков и органического вещества почвы. Мы не проводили прямых определений этих величин, вынужденно ограничившись измерениями толщины верхних горизонтов. Для оценки содержания углерода в почве и подземной биомассе нами были использованы данные И.Б. Арчеговой (1972), осуществившей детальные исследования подземной сферы в кустарничковой тундре. Эти данные позволили нам рассчитать соотношения между массой живых корней и наземной биомассой сосудистых растений (5.13 ± 0.91), а также между подземной массой мертвых тканей растений и массой живых корней (1.34 ± 0.64). Полученные соотношения были использованы для оценки подземной биомассы растений. Используя данные той же работы и коэффициент содержания углерода в гумусе, равный 0.57, мы вычислили содержание углерода в гумусе различных почвенных горизонтов.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Сезонная динамика чистого потока углерода существенно различна для ненарушенной кустарничковой тундры и гарей (рис. 1). В ненарушенной тундре величины чистого потока углерода положительны (экспорт углерода из экосистемы в атмосферу) для периода с момента схода снега до полного распускания листьев сосудистых растений (середина июня – конец июня). Это означает, что потеря углерода с углекислым газом через валовое дыхание экосистемы превышает его поступление с продукцией. Иными словами, разность величин валового дыхания и валовой продукции экосистемы, составляющая чистый поток углерода, положительна. В июне чистый поток положителен и на 8-летней гари, в то время как на 2-летней гари чистый поток отрицателен (сток углерода) сразу же после схода снега.

В разгар вегетации для ненарушенной тундры были отмечены как отрицательные, так и положительные величины чистого потока углерода. Ранее нами (Замолодчиков и др., 1997 б) было показано, что в экосистемах южных тундр направление потока углерода в период активной вегетации определяется вариациями среднесуточной температуры воздуха. При небольших положительных суточных температурах (от +5 до +14°C)

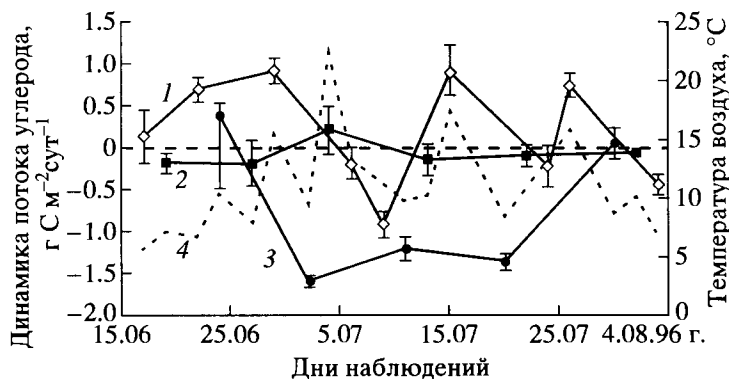


Рис. 1. Сезонная динамика чистого потока углерода в ненарушенной (1) и послепожарной кустарничковой мохово-лишайниковой тундре (2 – 2-летняя гарь, 3 – 8-летняя гарь) и среднесуточной температуры воздуха (4) за период наблюдений.

тундра, как привило, функционирует как сток углерода (рис. 1), а выше $+14^{\circ}\text{C}$ – как его источник. На гарях в разгар вегетации преобладали отрицательные величины чистого потока, составлявшие в среднем $-0.10 \text{ г С м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$ для 2-летней гарь и -1.38 для 8-летней. Однако повышение среднесуточной температуры воздуха до $+15^{\circ}\text{C}$ (4 июля) привело к обращению знака чистого потока и на 2-летней гарь.

Исследования охватывали более 2/3 вегетационного периода, поэтому оценка суммарных величин углеродных потоков за период наблюдений может служить удовлетворительной оценкой сезонных величин. Ненарушенная тундра за период наблюдений являлась источником углерода и потеряла около 14 г С м^{-2} . Валовая первичная продукция экосистемы при этом оказалась равной -118 г С м^{-2} , а валовое дыхание $+132 \text{ г С м}^{-2}$. Те же величины составили соответственно 50 и 42% для 2-летней гарь, 92 и 55% – для 8-летней (в сравнении с ненарушенной тундрой). Таким образом, первичная продукция гораздо быстрее восстанавливает значения, близкие к ненарушенным условиям, чем валовое дыхание. Именно этим и определяется функционирование гарей в качестве стока углерода. Так, за период наблюдений 2-летняя гарь поглотила 3 г С м^{-2} , а 8-летняя – 35 г С м^{-2} .

Различия в погодных условиях дней, в которые проводились измерения, могли несколько сместить оценки сезонных углеродных потоков. Так, средняя температура воздуха в ненарушенной тундре и на 2-летней гарь составила соответственно $+12.6$ и $+12.0^{\circ}\text{C}$, в то время как на 8-летней гарь $+9.1^{\circ}\text{C}$. Величина ФАР была заметно выше в ненарушенной тундре ($8.4 \text{ МДж м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$) по сравнению с гарями (6.4 и $6.2 \text{ МДж м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$). Тем не менее при схожих температурных условиях и меньшей ФАР 2-летняя гарь являлась стоком, а ненарушенная тундра – источником углерода.

Температура почвы на глубине 10 см отражает не столько вариации погодных условий, сколько реальные отличия в температурном режиме исследуемых местообитаний. Эта температура оказалась максимальной для 8-летней гарь ($+6.5^{\circ}\text{C}$) и минимальной – для ненарушенной тундры ($+5.2^{\circ}\text{C}$). Максимальная глубина оттаивания также существенно больше на 8-летней гарь (115 см), чем в ненарушенной тундре (79 см).

Наибольшие изменения в запасах углерода отмечены для надземных компонентов экосистем. Надземная фитомасса составляет всего 10% на 2-летней и 34% – на 8-летней гарь от аналогичной величины для ненарушенной тундры. Существенно различается и компонентный состав фитомассы. В ненарушенной тундре фитомасса распределена достаточно равномерно по разным фракциям растительности (8% – зеленые части сосудистых растений, 25% – древесные части сосудистых, 38% – мхи, 29% – лишайники), в то время как на 2-летней гарь 31% фитомассы приходится на зеленые части сосудистых и 65% на мхи, а на 8-летней гарь – 4% на зеленые части сосудистых и 88% на мхи (рис. 2). Таким образом, восстановление надземной фитомассы в исследуемых экосистемах в первую очередь происходит за счет мхов.

Суммарная толщина органогенных горизонтов почвы в ненарушенной тундре невелика и составляет 5.0 ± 1.1 см. После пожара толщина органогенных горизонтов уменьшается до 4.0 ± 1.4 см на 2-летней гарь и 3.8 ± 1.1 см – на 8-летней гарь, что отражается в уменьшении запаса углерода в органическом веществе этих горизонтов приблизительно на 20% (рис. 3).

По нашим данным нельзя оценить динамику запаса углерода в минеральных горизонтах почвы, поэтому для всех исследованных участков она принята равной и соответствующей 70 см суммарной толщины этих горизонтов. Наиболее точной в данном случае будет оценка содержания углеро-

да в почве для ненарушенной тундры, наименее – для 8-летней гари, в почве которой могло произойти заметное изменение процентного содержания гумуса.

Суммарный запас углерода во всех компонентах ненарушенной экосистемы кустарничковой тундры равен 5.87 кгС м^{-2} . От этого количества запас углерода на 2-летней гари составил 67%, а на 8-летней – 70%. Таким образом, пожар в кустарничковой тундре может привести к потере одной трети от исходного запаса углерода.

Если принять, что восстановление запаса углерода в экосистеме будет идти со скоростью, соответствующей чистому потоку на 8-летней гари (-35 гС м^{-2}), то для восполнения 1.77 кгС м^{-2} дефицита углерода на 8-летней гари по сравнению с ненарушенной тундрой понадобится 50 лет, а полное время восстановления запаса углерода составит около 60 лет. Правомочность такого подхода можно проверить по оценке времени восстановления разницы в запасе углерода между 8-летней и 2-летней гарями (185 гС м^{-2}). Приняв за скорость восстановления величину чистого потока на 8-летней гари, мы получим 5 лет. Если же принять среднюю величину для чистого потока на 2-летней и 8-летней гарях, то получим 9 лет. Различие в возрасте гарей составляет 6 лет и попадает в интервал между этими оценками.

Сравним полученные результаты с данными по тундрам Аляски, в которых пожары более часты, чем на северо-востоке европейской части России, и послепожарные изменения в тундровых экосистемах изучены детально. По характеру восстановления растительного покрова исследованные нами экосистемы отличаются от тундровых гарей на Аляске, где отмечается быстрое возобновление покрова сосудистых в течение первых 2–3 лет (Johnson, Viereck, 1983). В кочкарной тундре Аляски 8-летняя гарь на 80% восстанавливает покров сосудистых растений (Racine e.a., 1983). В нашем случае восстановление покрова сосудистых происходит значительно медленнее: на 2-летней и 8-летней гарях запасы массы листвы сосудистых практически равны и составляют около 37% от ненарушенного состояния. В то же время масса мхов на 8-летней гари более чем в полтора раза превышает массу мхов в ненарушенной тундре.

Для сильных и умеренных пожаров в тундрах Аляски характерно большее выгорание органических горизонтов почвы. Так, во время пожара в ерниковой тундре органический горизонт мощностью 5 см выгорел полностью (Racine, 1981). В кочкарных тундрах с органомным горизонтом мощностью 15–30 см может выгорать слой до 15 см. В нашем случае разрушение органомного горизонта составило всего 1 см. Восстановление же его за период в 6 лет отметить не удалось. Это подтверждает известное положение о том,

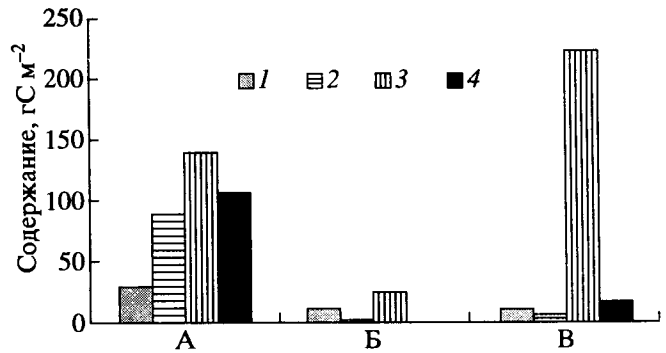


Рис. 2. Содержание углерода в надземных компонентах фитомассы в ненарушенной (А) и послепожарной (Б – 2-летняя гарь, В – 8-летняя гарь) кустарничковой мохово-лишайниковой тундре:

1 – листва сосудистых растений, 2 – древесные части сосудистых растений, 3 – мхи, 4 – лишайники.

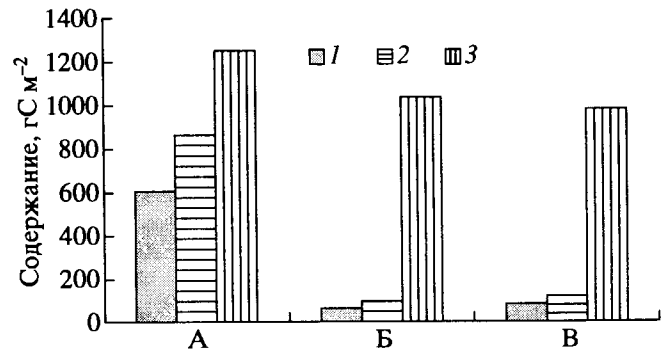


Рис. 3. Содержание углерода в некоторых компонентах подземной сферы ненарушенной (А) и послепожарной (Б – 2-летняя гарь, В – 8-летняя гарь) кустарничковой мохово-лишайниковой тундры):

1 – живые корни, 2 – мертвые корни, 3 – органическое вещество верхних почвенных горизонтов.

что послепожарное восстановление органических горизонтов происходит очень медленно (Racine e.a., 1983).

При нашей оценке времени восстановления исходного запаса углерода в тундре (60 лет) мы исходили из постоянной скорости депонирования углерода. Однако первичная продукция может увеличиваться по мере возобновления растительности и даже превышать продукцию в ненарушенных экосистемах. В кочкарной тундре Аляски 13-летняя гарь имела надземную чистую первичную продукцию почти в 1.5 раза выше, чем в ненарушенном состоянии (Fetcher e.a., 1984). В нашем случае валовая первичная продукция 8-летней гари составляла 92% от ненарушенного состояния и вполне могла увеличиться в ближайшем будущем. В то же время валовая первичная продукция 2-летней гари составляла всего 50% от ненарушенного состояния, что значительно меньше,

чем аналогичные величины для тундр Аляски (Oechel, 1993).

Исследованная ненарушенная кустарничковая тундра в течение теплого сезона функционировала как источник углерода. Этот факт можно рассматривать как следствие локального потепления. Летом 1996 г. температура воздуха часто превышала +14°C, что приводило к обращению знака углеродного баланса (Замолотчиков и др., 1997 б). В те же сроки гари функционировали как сток углерода. Это означает, что послепожарное восстановление запаса углерода может идти достаточно успешно и на фоне потепления. Возможно, что растительные сообщества, восстанавливающиеся на гарях в настоящее время, будут лучше адаптированы к потеплению, чем ненарушенные типы тундровых сообществ.

Авторы благодарны И.Б. Арчеговой (Сыктывкар) и В.П. Крылову (Воркута) за организационную поддержку, А.В. Скичко (Москва) – за участие в полевых работах.

Работа выполнена при финансовой поддержке проекта 4.3.3 “Изучение тундровых экосистем” ГНТИ № 18 “Глобальные изменения природной среды и климата” Миннауки России и гранта RITE (Япония).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Арчегова И.Б. Особенности образования гумуса в почвах восточноевропейской тундры. Сыктывкар: Институт биологии Коми фил. АН СССР, 1972. 60 с.

Арчегова И.Б., Котелина Н.С., Грунина Л.К. и др. Экологические основы управления продуктивностью агрофитоценозов в восточноевропейской тундре. Л.: Наука, 1991. 152 с.

Замолотчиков Д.Г., Карелин Д.В., Иващенко А.И. Углеродный баланс тундровых ландшафтов Центральной Сибири: наблюдения, моделирование и геоинформационный подход // Журн. общ. биол. 1997а. Т. 58. № 2. С. 15–33.

Замолотчиков Д.Г., Карелин Д.В., Иващенко А.И. Углеродный баланс биогеоценозов тундровой зоны Рос-

сии // Углерод в биогеоценозах: Чтения памяти академика В.Н. Сукачева, XV. М.: РАН, 1997б. С. 99–121.

Зимов С.А., Давыдов С.П., Просяников С.Ф., Воронаев Ю.В., Семилетов И.П. Почвы Севера – генератор углекислоты // Вестн. АН СССР, 1991. № 8. С. 71–83.

Ребристая О.В. Растительность востока Большеземельской тундры. Л.: Наука, 1977. 334 с.

Billings W.D., Luken J.O., Mortensen D.A., Peterson K.M. Arctic tundra: a source or sink for atmospheric carbon dioxide in a changing environment? // Oecologia. 1982. V. 53. № 1. P. 7–11.

Chapman W.L., Walsh J.E. Recent variations of sea ice and air temperatures in high latitudes // Bull. Amer. Meteorological Soc. 1993. V. 74. P. 33–47.

Fetcher N., Beaty T.F., Mullinax B., Winkler D.S. Changes in Arctic tussock tundra thirteen years after fire // Ecology. 1984. V. 65. P. 1332–1333.

Johnson L., Viereck L. Recovery and active layer changes following a tundra fire in northwestern Alaska // Permafrost, Fourth International Conference, Proceedings, 17–22 July, 1983. University of Alaska, Fairbanks, Alaska. Washington, D.C.: National Academy Press, 1983. P. 543–547.

Nazarov S.K., Sivkov M.D. Effect of climatic on carbon balance and geographical distribution of some tundra plants // Global change and Arctic terrestrial ecosystems. Brussels, Luxembourg: ECSC–EC–EAEC, 1995. P. 221–226.

Oechel W.C. Net ecosystem carbon flux of age specific subarctic tussock tundra stands following fire: implications for Alaska interagency fire management. PNW 92–0253. Report to the National Park Service. Branch on fire and aviation management. San-Diego: SDSU, 1993. 26 p.

Oechel W.C., Vourlitis G.L. The effects of climate on arctic tundra ecosystem // Trends in Ecology and Evolution. 1994. V. 9. P. 324–329.

Oechel W.C., Vourlitis G.L., Hastings S.J., Bochkarev S.A. Change in arctic CO₂ flux over two decades: effects of climate change at Barrow, Alaska // Ecological Applications. 1995. V. 5. P. 846–855.

Racine C.H. Tundra fire effects on soils and three plant communities along a hill-slope gradient in the Seward Peninsula, Alaska // Arctic. 1981. V. 34. № 1. P. 71–84.

Racine C.H., Patterson III W.A., Dennis J.G. Permafrost thaw associated with tundra fires in northwest Alaska // Permafrost, Fourth International Conference, Proceedings, 17–22 July, 1983. University of Alaska, Fairbanks, Alaska. Washington, D.C.: National Academy Press, 1983. P. 1024–1029.