

## Пирогенная трансформация компонентов деструкционного блока северотаёжных почв Западной Сибири на примере почвенных панцирных клещей (Oribatida) и микроорганизмов

### Pyrogenic transformation of destruction block components in soils of the northern-taiga ecosystem of Western Siberia, with particular reference to Oribatida and microorganisms

В.С. Андриевский, М.В. Якутин  
V.S. Andrievskii, M.V. Yakutin

Институт почвоведения и агрохимии СО РАН, просп. Ак. Лаврентьева 8/2, Новосибирск 630090 Россия. E-mail: VS@issa.nsc.ru, yakutin@issa.nsc.ru.

Institute of Soil Sciences and Agrochemistry, Russian Academy of Sciences, Siberian Branch, Ac. Lavrentjev Ave. 8/2, Novosibirsk 630090 Russia.

**Ключевые слова:** Северная тайга, Западная Сибирь, пирогенная трансформация, панцирные клещи, микроорганизмы.

**Key words:** Northern taiga, Western Siberia, pyrogenic transformation, oribatid mites, microorganisms.

**Резюме.** Изучены особенности трансформации основных компонентов деструкционного звена биологического круговорота в подземном блоке северотаёжной экосистемы в Западной Сибири на ранней стадии послепожарной сукцессии. Показано, что после 7–9 лет, прошедших после сильного пожара, деструкционный блок экосистемы находится все ещё на ранних стадиях восстановления. При этом микробиологический компонент восстанавливается медленнее, чем зоологический. Об этом свидетельствуют значения количественных параметров, которые в микробиологическом компоненте в 4,5 раза, а в зоологическом — в 1,5 раза ниже в послепожарной экосистеме, чем в контроле. Влияние пожара на сообщество панцирных клещей выражается не столько в его количественном обеднении, сколько в трансформации видовой и экологической структур. Наиболее экологически пластичные виды доминируют в послепожарном биотопе на ранних стадиях его восстановления, а стенопопные виды подключаются к процессу восстановления постепенно.

**Abstract.** Transformation peculiarities of basic components of destruction level of biological cycle in subterranean part of northern taiga ecosystem in Western Siberia in the early stage of pyrogenic succession are studied. It is shown that 7–9 years after a severe fire the destruction level of ecosystem is still at an early stage of recovery. Thus the microbiological component recovers more slowly than the zoological one, as testified by quantitative parameter values 4.5 times lower and 1.5 times lower respectively in the after-fire ecosystem than in the control ecosystem. However, the effect of fire on the oribatid mite community is expressed not so much in its quantitative impoverishment, as in the transformation of species and ecological structure. The most ecologically plastic species dominate in the post-fire habitat in the early stages of its recovery, and stenotopic ones gradually adapt to the recovery process.

### Введение

Главными деструкторами органического вещества в почве являются микроорганизмы, с деятельностью которых связывается до 85 % всей деструкции, причём от 0,1 до 7,2 % углерода растительных остатков в процессе разложения включается в микробную биомассу. Около 15 % органического вещества разлагается почвенной фауной [Tate, 1987]. В то же время многие исследователи отмечают тесную связь почвенных животных с микроорганизмами в процессе трансформации растительных остатков [Bååth et al., 1981; Мамилев и др., 2000 (Mamilov et al., 2000); Евдокимова и др., 2004 (Evdokimova et al., 2004); Бызов, 2005 (Byzov, 2005); Рахлеева и др., 2011 (Rakhleeva et al., 2011)]. Показано, что присутствие микроартропод приводит к почти двукратному увеличению темпов потери органического вещества из лесной подстилки [Симонов, 1989 (Simonov, 1989); Мордкович и др., 2006 (Mordkovich et al., 2006)].

Особая роль почвенных животных в процессе разложения состоит в стимуляции развития почвенной микрофлоры [Tate, 1987]. Также показано, что усложнение комплекса почвенных животных приводит к интенсификации развития микрофлоры и активизации процесса разложения органического вещества [Coleman et al., 1984; Setälä, Huhta, 1990].

Одна из многочисленных и важнейших групп среди почвообитающих животных — микроартроподы. Их отличает высокое обилие, таксономическое богатство и быстрая смена поколений. Микроартроподы активно участвуют в пищевых цепях и играют большую роль в потоке энергии, проходящей через

почву. Многолетние исследования, проведённые в таёжных экосистемах, продемонстрировали, что в населении микроартропод в разные годы панцирные клещи составляют от 44 до 61% [Стриганова и др., 2002 (Striganova et al., 2002); Бызов, 2005 (Byzov, 2005)].

В таёжной зоне, занимающей большую часть бо-реального пояса, наиболее распространены почвы подзолистого ряда, образующиеся в результате развития подзолообразовательного процесса. Специфические почвенно-климатические условия и характер растительного опада накладывают свой отпечаток на характер биоты подзолистых почв и на особенности деструкционных процессов. Практически вся биота этих почв сосредоточена в подстилке и в верхнем 30–35-сантиметровом слое, а подавляющее большинство микроорганизмов и панцирных клещей обитают в подстилке и в верхнем горизонте почвы [Fritze et al., 2000; Сорокина, Сорокин, 2007 (Sorokina, Sorokin, 2007)]. Для подзолистых почв характерна крайне низкая численность целлюлозоразрушающих микроорганизмов [Никитина, Антоненко, 1982 (Nikitina, Antonenko, 1982)]. В общей биомассе микроорганизмов доля микромицетов, как правило, составляет более 90% [Никонов и др., 2006 (Nikonov et al., 2006)].

Лесные пожары в таёжной зоне являются естественным-историческим фактором развития лесных экосистем [Nearly et al., 1999; Санников, 1981 (Sannikov, 1981); Фурьяев, 1996 (Furyaev, 1996)]. Изучению влияния пожаров разной интенсивности на состояние различных компонентов лесной экосистемы посвящено значительное количество исследований [Кудряшова, Ласкова, 2002 (Kudryasheva, Laskova, 2002); Перевозчикова и др., 2005 (Perevozchikova et al., 2005); Безкоровайная и др., 2005 (Bezkorovainaya et al., 2005); Никонов и др., 2006 (Nikonov et al., 2006); Мордкович и др., 2014 (Mordkovich et al., 2014)]. Но, несмотря на устойчивый интерес к постпирогенным трансформациям экосистем, до сих пор остается слабо изученным вопрос о влиянии пожаров на изменения основных компонентов деструкционного звена биологического круговорота в таёжных экосистемах.

Целью данной работы было установление особенностей состояния основных компонентов деструкционного звена биологического круговорота в подземном блоке экосистемы на ранней стадии восстановительной сукцессии после сильного пожара в западносибирской северной тайге. Зоологический компонент оценивался по численностям, видовому богатству и составу сообщества панцирных клещей (орибатид), а микробиологический — по его биомассе и метаболической активности.

## Объекты и методы исследования

Исследование было проведено в 1999–2001 гг. в подзоне северной тайги Западной Сибири, в центральной части Сибирских Увалов. В качестве объек-

тов исследования в окрестностях города Ноябрьска Тюменской области (63° с.ш., 75° в.д.) были выбраны две экосистемы на подзолах иллювиально-железисто-гумусовых: сосново-лиственничный лес через 7 лет после сильного пожара (ЛГ) и климаксовый негорелый сосновый лес с примесью кедра и осины, с хорошо развитым лишайниково-зеленомошно-кустарничковым ярусом (Л), выбранный в качестве контроля. Ко времени проведения исследования в экосистеме ЛГ отсутствовал подрост, но сохранился мертвый сухой древостой. Мохово-кустарничковый покров восстановился только фрагментарно.

Для анализа населения панцирных клещей отбирались почвенные пробы стандартным цилиндрическим пробоотборником на глубину 5 см в 10-кратной повторности в каждом биотопе в третьей декаде июля 1999 г. и во второй декаде июля 2000 г. Было отобрано 20 проб (по 10 в каждом биотопе). Выгонка клещей из почвы осуществлялась общепринятым методом термоэлекции Тулльгрена-Берлезе. Всего было извлечено 876 экземпляров панцирных клещей. Клещи помещались в постоянные препараты, в которых под микроскопом определялась их видовая принадлежность. Численности (обилие) клещей рассчитывались по стандартной методике на 1 м<sup>2</sup>, исходя из площади пробоотборника [Гиляров, 1975 (Gilyarov, 1975)].

Образцы для почвенно-микробиологического анализа отбирались по общепринятой методике [Звягинцев, 1991 (Zvyagintsev, 1991)] в третьей декаде июля 1999 г., во второй декаде июля 2000 г. и в первой декаде сентября 2001 г. из горизонтов A<sub>1</sub> и Bh. На каждом участке в каждом слое отбиралось по 3 почвенных образца.

В почвенных образцах определялось содержание C<sub>орг</sub> мокрым сжиганием по Тюрину [Аринушкина, 1970 (Arinushkina, 1970)]. Углерод в биомассе почвенных микроорганизмов (C-биомассы) определялся методом фумигации-инкубации [Jenkinson, Powlson, 1976] с модификациями [Ross, Tate, 1993] с вычетом контроля (10–20 суток). Величина активной биомассы определялась по выделению CO<sub>2</sub> за 10 часов инкубации после добавления в почву специфического углеродного субстрата [Van de Werf, Verstraete, 1987].

Измерение скорости выделения CO<sub>2</sub> является самым простым методом оценки общей метаболической активности почвенного микробного сообщества [Tate, 1987]. Дыхательная активность оценивалась по количеству CO<sub>2</sub>, выделившемуся из почвы (навеска 2 г), инкубированных двое суток в темноте в плотно закрытом пенициллиновом флаконе при температуре 28 °C и влажности, равной 60% полной влагоемкости [Клевенская и др., 1985 (Klevenskaya et al., 1985)].

Вычислялись также показатели удельной активности микроббиомассы: доля активной биомассы в её общем запасе [Van de Werf, Verstraete, 1987] и метаболический коэффициент qCO<sub>2</sub> как отношение величины C-CO<sub>2</sub>, выделившегося из почвы за 1 час к величине C-биомассы микроорганизмов [Anderson, Domsch, 1985].

Статистическая обработка результатов проводилась методами вариационного и дисперсионного анализов [Плохинский, 1970 (Plochinskii, 1970); Сорокин, 2004 (Sorokin, 2004)].

## Результаты и обсуждение

Усреднённые данные по населению панцирных клещей (орибатид) в почвах исследованных экосистем приведены в таблице 1. В исследованных экосистемах всего обнаружено 30 видов панцирных клещей: в контрольной экосистеме негорелого леса (Л) — 23 вида,

в экосистеме горелого леса (ЛГ) — 16 видов. Общая численность (обилие) всех панцирных клещей в контрольной экосистеме 19,4 тыс. экз./м<sup>2</sup>, а в горелом лесу — 12,3 тыс. экз./м<sup>2</sup>. Численности и видовое богатство сообщества орибатид в экосистеме ЛГ составили примерно 63–69 % от такового в экосистеме Л.

Анализ видового состава панцирных клещей показал, что 9 видов являются общими для двух исследованных экосистем, а 14 видов, найденных в экосистеме Л, не обнаружены в экосистеме ЛГ. В то же время, в горелом лесу (ЛГ) обнаружено 7 видов, не встреченных в контроле (Л).

Таблица 1. Распределение панцирных клещей в исследованных экосистемах (экз./м<sup>2</sup>, среднее значение за два сезона)  
Table 1. The distribution of oribatid mites in the investigated ecosystems (specimen / m<sup>2</sup> medium by the two seasons)

Вид	Л	ЛГ
1. <i>Moritzoppia praestans</i> (Gordeeva et Grishina, 1991)	4550	-
2. <i>Tectocephus velatus</i> (Michel, 1880)	3550	8850
3. <i>Nanhermannia sellnicki</i> Forsslund, 1958	2350	-
4. <i>Conchogneta traegardhi</i> (Forsslund, 1947)	2050	460
5. <i>Carabodes ornatus</i> Strokan, 1925	1950	-
6. <i>Oppiella</i> sp.	1250	-
7. <i>Ceratozetes thienemanni</i> Willmann, 1943	1050	-
8. <i>Carabodes labyrinthicus</i> (Michael, 1879)	700	1710
9. <i>Trhypochthonius cladonicola</i> (Willmann, 1919)	600	20
10. <i>Damaeus paraspinosus</i> (Bulanova-Zachvatkina, 1975)	300	-
11. <i>Suctobelbella</i> sp.1	200	-
12. <i>Scheloribates latipes</i> (C.L.Koch, 1844)	150	110
13. <i>Birsteinus perlongus</i> Krivolutsky, 1965	100	-
14. <i>Gymnodamaeus bicostatus</i> (C.L.Koch, 1935)	100	-
15. <i>Scheloribates</i> sp.	100	-
16. <i>Phthiracarus globosus</i> (C.L.Koch, 1841)	100	-
17. <i>Liochthonius lapponicus</i> (Tragardh, 1910)	75	70
18. <i>Moritzoppia</i> sp.	75	120
19. <i>Ceratoppia quadridentata</i> (Haller, 1882)	50	-
20. <i>Galumna</i> sp.	25	-
21. <i>Heminothrus longisetosus</i> Willmann, 1925	25	-
22. <i>Oppia</i> sp.	25	50
23. <i>Camisia lapponica</i> (Tragardh, 1910)	25	60
24. <i>Oppiella nova</i> (Oudemans, 1902)	-	240
25. <i>Suctobelbella</i> sp.2	-	210
26. <i>Suctobelbella</i> sp.3	-	190
27. <i>Heminothrus peltifer</i> (C.L.Koch, 1839)	-	70
28. <i>Steganacarus</i> sp.	-	50
29. <i>Micropoppia minus</i> (Paoli, 1908)	-	50
30. <i>Ceratozetella minima</i> (Sellnick, 1928)	-	50
Суммарная численность	19400	12310
Число видов	23	16

В контрольной экосистеме (Л) 7 видов (30 % от их общего числа) составляют ядро сообщества орибатид и обеспечивают 86 % общей численности. Это виды *Moritzoppia praestans*, *Tectocephus velatus*, *Nanhermannia sellnicki*, *Conchogneta traegardhi*, *Carabodes ornatus*, *Oppiella* sp., *Ceratozetes thienemanni*. Обилие каждого вида этой группы находится в диапазоне 1050–4550 экз./м<sup>2</sup>. Остальные 16 малочисленных видов дополняют сообщество и, несмотря на относительно низкие показатели численности каждого вида (от 25 до 700 экз./м<sup>2</sup>), суммарно составляют около 14 % его обилия. При этом показатели численности всех видов, обнаруженных в этой экосистеме (Л), составляют плавно убывающий ряд (табл. 1), что является характерной чертой естественных ненарушенных сообществ. Таким образом, группировка панцирных клещей контрольной лесной экосистемы (Л) представляет собой многовидовое полидоминантное сообщество с характерным для естественных экосистем видовым богатством и численностями.

Ядро сообщества орибатид послепожарной лесной экосистемы (ЛГ) состоит всего из двух видов из 16-ти, населяющих биотоп (12,5 %). Эти виды суммарно обеспечивают около 86 % от общего обилия всей группировки, являясь ярко выраженными доминантами. Остальные 14 % суммарного обилия сообщества орибатид ЛГ составляют малочисленные виды. Такая структура сообщества беспозвоночных животных, при которой малое число видов составляет численно наибольшую его часть, а между показателями обилия видов в их убывающем ряду есть большие разрывы, является характерным признаком высокой степени деформации сообщества [Бей-Биенко, 1964 (Bey-Bienko, 1964)].

Виды *Tectocephus velatus* и *Carabodes labyrinthicus* являются супердоминантами сообщества ЛГ. При этом *Tectocephus velatus* известен как космополитический эврибионтный вид с очень широким диапазоном экологической пластичности, позволяющим ему заселять как разнообразные местообитания ненарушенных природных экосистем, так и быстро внедряться в биотопы, трансформированные под воздействием различных деформирующих факторов антропогенной или естественной природы. Последнее из указанных свойств этого вида характеризует его как *r*-стратега, и высокая степень его доминирования в экосистеме ЛГ свидетельствует о серьезной деформации сообщества орибатид этого биотопа, а сам этот вид может считаться индикатором состояния нарушенности биотопа.

Обращает на себя внимание низкое обилие в ЛГ другого широко распространённого доминанта нарушенных биотопов — *Oppiella nova*. Этот мелкий партеногенетический вид, способный к быстрому наращиванию численности, является, как и *Tectocephus velatus*, *r*-стратегом, и зачастую эти два вида являются основой сообществ орибатид нарушенных экосистем, а их парное доминирование в них — типичным явлением. Для послепожарных экосистем это показано, например, в европейской северной тайге [Кудряшова, Ласкова, 2002 (Kudryasheva, Laskova, 2002)]. В исследуемом же биотопе послепожарного леса (ЛГ) вид *Oppiella nova* малочислен, и это можно объяснить отсутствием этого вида в составе обычных видов контрольной лесной экосистемы (Л). По-видимому, заселение ЛГ произошло из других биотопов данной территории (заболоченной тайги или олиготрофного болота), где вид *Oppiella nova* многочислен [Андриевский, 2003 (Andrievskii, 2003)].

Второй доминант экосистемы ЛГ, вид *Carabodes labyrinthicus*, по своей экологии относится к другой категории видов. Он характерен для естественных экосистем бореальных лесов и тундр [Мелехина, 2011 (Melechina, 2011)] и не был отмечен на нарушенных территориях. Высокая степень доминирования этого вида в экосистеме послепожарного леса (ЛГ) позволяет считать его индикатором процесса восстановления сообщества, в котором вид *C. labyrinthicus* выступает доминантом-пионером (*K*-стратегом).

Пять из семи видов-доминантов Л (*Moritzoppia praestans*, *Nanhermannia sellnicki*, *Carabodes ornatus*, *Oppiella* sp., *Ceratozetes thienemanni*) в ЛГ отсутствуют совсем, а один вид-доминант (*Conchogneta traegardhi*) хотя и отмечен, но его обилие мало (табл. 1). Видимо, эти виды наименее экологически пластичны, вследствие чего остро реагируют своим исчезновением на экстремальность условий среды обитания.

Семь видов орибатид в ЛГ, не найденных в Л, а также три вида, численности которых в ЛГ превышают их обилие в Л (*Moritzoppia* sp., *Oppiella* sp., *Camisia lapponica*) играют вспомогательную роль в процессе восстановления нарушенного сообщества.

Появление в послепожарных биотопах ряда видов панцирных клещей, не характерных для естественных лесных экосистем, отмечалось и ранее. Так, уже в первый год после пожара в экосистеме северо-европейской тайги было обнаружено 12 не отмеченных ранее видов орибатид, переселившихся, вероятно, из других экосистем данной территории [Кудряшова, Ласкова, 2002 (Kudryasheva, Laskova, 2002)]. Обнаружение в нарушенных биотопах видов, не свойственных их естественным аналогам, по-видимому, является характерным свойством таксоценона орибатид [Андриевский, 2003 (Andrievskii, 2003)].

Супердоминирование в экосистеме послепожарного леса (ЛГ) двух видов орибатид различной экологической природы позволяет считать, что описываемое сообщество находится в состоянии, сочетающем два процесса: оно всё ещё сильно деформировано после прошедшего пожара, но в нём идёт процесс восстановления, находящийся пока ещё на достаточно ранней стадии. Таким образом, в целом состояние сообщества панцирных клещей в экосистеме послепожарного леса (ЛГ) можно охарактеризовать как восстанавливающееся после серьёзного нарушения и находящееся на неподвижной стадии восстановления.

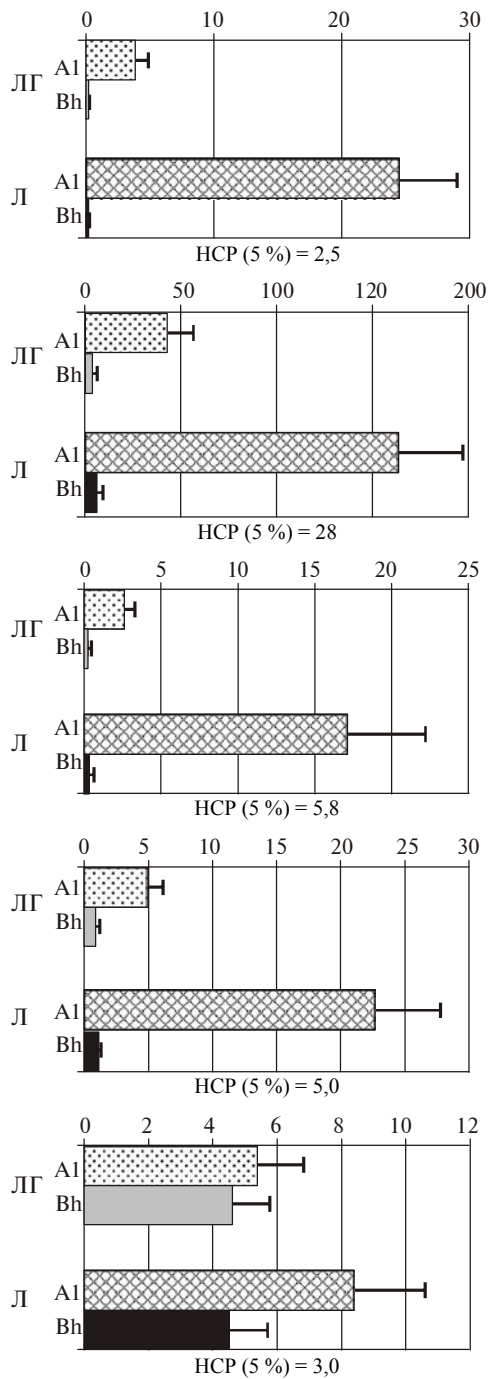


Рис. 1–5.  $C_{\text{орг}}$  и микробиологические характеристики в верхних горизонтах исследованных почв. 1 —  $C_{\text{орг}}$  (%); 2 — С-биомасса микроорганизмов (мг С/100 г почвы); 3 — дыхательная активность микроорганизмов (мкг С-СО<sub>2</sub>/г почвы в час); 4 — содержание активной микробиомассы (мг С/100 г почвы); 5 — метаболический коэффициент (мкг С-СО<sub>2</sub>/мг С-биомассы в час).

Figs 1–5. Soil carbon (%) and the microbial characteristics in the top layers of investigated soils. 1 — Soil carbon (%); 2 — C-biomass of microorganisms (mg C / 100 g of soil); 3 — respiratory activity of microorganisms (mkg C-CO<sub>2</sub>/g of soil per hour); 4 — contents of active microbobiomass (mgC/100 g of soil); 5 — metabolic coefficient (mkg C-CO<sub>2</sub>/mg C-biomass per hour).

Анализ концентрации  $C_{\text{орг}}$  и микробиологических характеристик изученных почв был проведён по средним (за три года) значениям изученных показателей. Уровень  $C_{\text{орг}}$  в горизонте А1 в послепожарном лесу оказался в 6 раз ниже, чем в аналогичном почвенном горизонте в контрольной экосистеме (рис. 1), что может быть связано со значительным ускорением процесса минерализации гумусовых веществ в первые годы после пожара. Показано, что после сильного пожара происходит увеличение неустойчивости гумусовых веществ почвы [Knicker, 2007]. В горизонтах Bh существенных различий между исследованными экосистемами по данному показателю установлено не было.

Содержание С-микробиомассы в горизонте А1 в почве послепожарного леса (ЛГ) оказалось в 3,5 раза ниже, чем в почве контрольной экосистемы (Л). В горизонте Bh различия между экосистемами по данному показателю были несущественными (рис. 2). В работе по исследованию пирогенной сукцессии в северотаёжных почвах Финноскандии также делаются выводы о значительном снижении биомассы микроорганизмов (в первую очередь за счёт снижения биомассы микромизетов) в послепожарных сосняках по сравнению с сосняками, длительное время не подвергавшимся катастрофическим воздействиям [Никонов и др., 2006 (Nikonov et al., 2006)].

Дыхательная активность в горизонте А1 послепожарного леса (ЛГ) оказалась почти в 7 раз ниже, чем горизонте А1 негорелого леса (Л) (рис. 3). Различия между экосистемами по данному показателю в горизонтах Bh оказались незначимыми.

Такая же тенденция была отмечена и для другого показателя, характеризующего метаболическую активность почвенного микробиоценоза, величины активной биомассы (рис. 4). Этот показатель оказался почти в 5 раз выше в контрольной экосистеме (Л) по сравнению с послепожарным лесом (ЛГ) в горизонте А1. В горизонте Bh различия между экосистемами были незначимы.

Показатель удельной активности микробиомассы – метаболический коэффициент – оказался достоверно ниже в почвенном горизонте А1 послепожарного леса (ЛГ) по сравнению таковым горизонтом контрольной экосистемы (Л). При этом горизонты Bh в исследованных экосистемах по данному показателю практически не различались (рис. 5).

Таким образом, биомасса и метаболическая активность почвенных микроорганизмов через 7–9 лет после сильного пожара в северной тайге характеризуется значениями, в общем, в 4,5 раз меньшими, чем в почве контрольной экосистемы. Содержание  $C_{\text{орг}}$  в экосистеме через 7–9 лет после пожара оказалось в 6 раз меньше, чем в контрольной экосистеме. При этом трансформацией оказался затронут только верхний горизонт А1. В горизонте Bh изученные показатели в контрольной и послепожарной экосистемах достоверно не различались.

В проведённых ранее исследованиях показано, что пожары низкой интенсивности в хвойных лесах приводят к активизации микробиологических процессов, и уже через год после пожара разница в биомассе почвенных микроорганизмов и показателях метаболической активности между горелыми и контрольными участками отсутствовала [Безкоровайная и др., 2005 (Bezkorovainaya et al., 2005); Богородская и др., 2011 (Bogorodskaya et al., 2011)]. В тоже время в ряд авторов делает вывод, что при пожарах средней интенсивности численность основных групп микроорганизмов уменьшается незначительно, и происходит изменение соотношения в качественном составе доминантных и содоминантных видов [Сорокин, 2009 (Sorokin, 2009)], но уже через 4 года в почвах гарей наблюдается увеличение содержания всех групп микроорганизмов в 1,5–3 раза по сравнению с почвами контрольных участков [Сорокин и др., 2000 (Sorokin et al., 2000)].

Действие пожара высокой интенсивности в зонах с сильным прогоранием приводит к снижению в 2 раза  $C_{орг}$  и биомассы микроорганизмов в верхнем почвенном горизонте и длительным срокам восстановления этих показателей в ходе сукцессии [Dumontet et al., 1996; Богородская и др., 2011 (Bogorodskaya et al., 2011)]. Поскольку определяющую роль в функционировании лесной почвы хвойного леса играет лесная подстилка, становится очевидной сложность первых этапов восстановительной послепожарной сукцессии на подзоле, если даже в 20-летних сосняках слой подстилки может вообще отсутствовать [Кудеяров, 2007 (Kudeyarov, 2007)].

Изменения разных компонентов деструкционного блока на ранних этапах послепожарной сукцессии отличаются по степени и характеру. Зоологический компонент, представленный в данном исследовании сообществом панцирных клещей (орibatид), после прошедшего 7–9 лет назад пожара по количественным параметрам оказался в 1,5 раза беднее естественной лесной экосистемы, а по качественным характеристикам представляет собой деформированный дериват естественного сообщества с идущим в нем процессом восстановления. Микробиологический компонент деструкционного блока, оцениваемый по биомассе и метаболической активности почвенных микроорганизмов, характеризуется низкой степенью восстановленности после прошедшего 7–9 лет назад сильного пожара.

## Заключение

Таким образом, восстановление сообществ почвенных микроорганизмов и панцирных клещей в нарушенной сильным пожаром лесной экосистеме северной тайги Западной Сибири идёт на ранней стадии сукцессии низкими темпами. Микробиологический блок деструкционного звена биологического круговорота восстанавливается медленнее, чем зоологический. Об этом свидетельствуют значения

количественных параметров, которые оказываются в микробиологическом блоке в 4,5, а в зоологическом блоке — в 1,5 раза ниже, чем в естественной лесной экосистеме. Действие пожара на сообщество орibatид выражается не столько в его количественном обеднении, сколько в трансформации видовой и экологической структур. Наиболее экологически пластичные виды доминируют в послепожарном биотопе на ранних стадиях восстановления, а стенотопные виды подключаются к процессу восстановления постепенно.

## Благодарности

Авторы считают своим долгом выразить глубокую благодарность к.б.н. С.В. Васильеву и д.б.н. В.Г. Мордковичу за деятельную помощь и плодотворное научное сотрудничество при проведении данного исследования.

## Литература

- Anderson T.H., Domsch K.H. 1985. Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state // *Biology and Fertility of Soil*. Vol.1. P.81–89.
- Andrievskii V.S. 2003. [Dynamics of oribatid mite's communities in natural and disturbed ecosystems of the Northern taiga of Western Siberia] // *Vestnik Tomskogo gosudarstvennogo universiteta*. No.7. P.7–15. [In Russian].
- Arinushkina E.V. 1970. [Manual on chemical analysis of soils]. Moscow: Izdatelstvo Moskovskogo gosudarstvennogo universiteta. 487 p. [In Russian].
- Bååth E., Lohm U., Lundgren B., Rosswall T., Söderström B., Sohlenius B. 1981. Impact of microbial-feeding animals on total soil activity and nitrogen dynamics: a soil microcosm experiment // *Oikos*. Vol.37. P.257–264.
- Bezkorovainaya I.N., Ivanova G.A., Tarasov P.A., Sorokin N.D., Bogorodskaya A.V., Ivanov V.A., Conrad S.G., McRae D.J. 2005. [Pyrogenic transformation of pine stand soil in middle taiga of Krasnoyarsk region] // *Siberian Ecological Journal*. No.1. P.143–152. [In Russian].
- Bey-Bienko G.Ya. 1964. [Modern problems of the Soviet entomology] // *Zoologicheskyy Zhurnal*. Vol.43. No.2. P.161–171. [In Russian].
- Bogorodskaya A.V., Ivanova G.A., Tarasov P.A. 2011. Post-fire transformation of the microbial complexes in soils of larch forests in the Lower Angara river region // *Eurasian Soil Science*. Vol.44. No.1. P.49–55.
- Byzov B.A. 2005. [Zoo-microbial interactions in the soil]. Moscow: GEOS. 213 p. [In Russian].
- Coleman D.C., Ingham R.E., Trofimow J.A. 1984. Soil nutrient transformations in the rhizosphere via animal-microbial interactions // *Invertebrate-microbial interactions*. Cambridge: Cambridge University Press. P.35–58.
- Dumontet S., Dinel H., Scopa A., Mazzatura A., Saracino A. 1996. Post-fire soil microbial biomass and nutrient content of a pine forest soil from a dunal Mediterranean environment // *Soil Biology and Biochemistry*. Vol.28. P.1467–1475.
- Evdokimova G.A., Zenkova I.V., Mozgova N.P., Pereverzev V.N. 2004. [Interaction of soil microorganisms and invertebrates during transformation of plant residues in the soils of Northern Fennoscandia] // *Pochvovedenie*. No.10. P.1199–1210. [In Russian].
- Fritze H., Pietikainen J., Pennanen T. 2000. Distribution of microbial biomass and phospholipid fatty acids in Podzol profiles under coniferous forest // *European Journal of Soil Science*. Vol.51. P.565–573.
- Furyaev V.V. 1996. [Role of fire in the process of forest formation]. Novosibirsk: Nauka. 253 p. [In Russian].

- Gilyarov M.S. 1975. [Methods of soil zoological studies]. M.: Nauka. 280 p. [In Russian].
- Jenkinson D.S., Powlson D.S. 1976. The effect of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass // *Soil Biology and Biochemistry*. Vol.8. P.209–213.
- Klevenskaya I.L., Taranov S.A., Trofimov S.S., Fatkulin F.A. 1985. [Slope processes in technogenic ecosystems as a factor of soil formation] // *Tehnogennye ekosistemi. Organizatsiya i funkcionirovanie*. Novosibirsk: Nauka. P.23–38. [In Russian].
- Knicker H. 2007. How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review // *Biogeochemistry*. Vol.85. P.91–118.
- Kudeyarov V.N. [Modelling organic matter dynamics in forest ecosystems]. M.: Nauka, 2007. 380 p. [In Russian].
- Kudryasheva I.V., Laskova L.M. 2002. Oribatid Mites (Acariformes, Oribatei) as an Index of Postpyrogenous Changes in Podzol and Peat Soils of Boreal Forests // *Biology Bulletin*. Vol.29. No.1. P.92–99.
- Mamilov A.S., Byzov B.A., Pokarzhenskii A.D., Zvyagintsev D.G. 2000. Regulation of the biomass and activity of soil microorganisms by microfauna // *Microbiology*. Vol.69. No.5. P.612–621.
- Melechina E.N. 2011. [Taxonomic diversity and areology of oribatid mites (Oribatei) in the European North of Russia] // *Izvestiya Komi science center. Ural Branch of RAS. Syktyvkar*. No.2(6). P.30–37. [In Russian].
- Mordkovich V.G., Berezina O.G., Lyubchanskii I.I., Andrievskiy V.S., Marchenko I.I. 2006. Transformation of soil organic matter in microarthropod community from the northern taiga of west Siberia // *Biology Bulletin*. Vol.33, No.1. P.81–86.
- Mordkovich V.G., Lyubchanskii I.I., Berezina O.G., Marchenko I.I., Andrievskiy V.S. 2014. [Zoo-edaphon in Northern taiga of West Siberian: Spatial ecology of a population of soil arthropods in natural and disturbed habitats]. M.: *Tovarichestvo nauchnih izdaniy KMK*. 168 p. [In Russian].
- Nearly D.G., Klopatek C.C., De Bano L.F., Folliott P.F. 1999. Fire effect on belowground sustainability: review and synthesis // *Forest ecology and management*. Vol.122. P.51–71.
- Nikitina Z.I., Antonenko A.M. 1982. [Bacterial and mycelial biomass in soils of taiga ecosystems region] // *Biological Sciences*. No.7. P.70–76. [In Russian].
- Nikonov V.V., Lukina N.V., Polyanskaya, L.M., Fomicheva O.A., Isaeva L.G., Zvyagintsev, D.G. 2006. Population and biomass of microorganisms in soils of pyrogenic succession in the northern taiga pine forests // *Eurasian Soil Science*. Vol.39. No.4. P.484–494.
- Perevozchikova V.D., Ivanova G.A., Ivanov V.A., Kovaleva N.M., Conrad S.G. 2005. [Species composition and structure of the living ground cover in pine forests after controlled burning] // *Siberian Ecological Journal*. No.1. P.135–141. [In Russian].
- Plochinskii N.A. 1970. [Biometrics]. M.: *Izdatelstvo Moskovskogo gosudarstvennogo universiteta*. 367 p. [In Russian].
- Rakhleeva A.A., Semenova T.A., Striganova B.R., Terekhova V.A. 2011. Dynamics of zoomicrobial complexes upon decomposition of plant litter in spruce forests of the southern taiga // *Eurasian Soil Science*. Vol.44. No.1. P.38–48.
- Ross D.J., Tate K.R. 1993. Microbial C and N litter and soil of a Southern beech (*Nothofagus*) forest: comparison of measurement procedures // *Soil Biology and Biochemistry*. Vol.25. P.467–475.
- Sannikov S.N. 1981. [Forest fires as a factor of transformation of the structure, renewal and evolution of biogeocenosis] // *Ecology*. No.6. P.24–33. [In Russian].
- Setälä H., Huhta V. 1990. Evaluation of the soil impact on decomposition in a simulated coniferous forest soil // *Biology and Fertility of Soil*. Vol.10. P.163–169.
- Simonov Yu.V. 1989. [Comparative characteristics of the activities of the litter and microorganisms in the process of humification of forest litter] // *Ecology*. No.4. P.28–33. [In Russian].
- Sorokin N.D. 2009. Microbiological monitoring of disturbed ground ecosystems of Siberia // *Biology Bulletin*. Vol.36. No.6. P.619–623.
- Sorokin N.D., Evgrafova S.Yu., Grodnitskaya I.D. 2000. [Effect of surface fire on the biological activity in cryogenic soils in Northern Siberia] // *Pochvovedenie*. No.3. P.315–319. [In Russian].
- Sorokin O.D. 2004. [Applied statistics with the computer]. Krasnoobsk: SO RASHN. 162 p. [In Russian].
- Sorokina O.A., Sorokin N.D. 2007. The influence of pine forests of different ages on the biological activity of layland soils in the middle Angara River basin // *Eurasian Soil Science*. Vol.40. No.5. P.569–575.
- Striganova B.R., Bobrov A.A., Evsyunin A.A., Korobov E.D., Rakhleeva A.A., Starikova O.V. 2002. [Structural-functional organization of soil animal populations] // *Regulatory role of soil in the functioning of boreal ecosystems*. M.: Nauka. P.227–273. [In Russian].
- Tate III R.L. 1987. *Soil organic matter: Biological and ecological effects*. New York: Wiley. 291 p.
- Van de Werf H., Verstraete W. 1987. Estimation of active soil microbial biomass by mathematical analysis of respiration curves: development and verification of the model // *Soil Biology and Biochemistry* Vol.19. P.253–260.
- Zvyagintsev D.G. 1991. [Methods of soil microbiology and biochemistry]. M.: *Izdatelstvo Moskovskogo Gosudarstvennogo Universiteta*. 304 p. [In Russian].

Поступила в редакцию 12.8.2015