

УДК 630*164.8:[504.5:546.3]

ЧИСЛЕННОСТЬ ВСХОДОВ ИЗ ПОЧВЕННОГО БАНКА СЕМЯН СОСНОВЫХ ЛЕСОВ С РАЗНОЙ ДАВНОСТЬЮ ПОЖАРОВ ВОЗЛЕ КАРАБАШСКОГО МЕДЕПЛАВИЛЬНОГО КОМБИНАТА

© 2024 г. Н. Б. Куянцева^{a,*}, Д. А. Молчанова^{a,b}, А. Г. Мумбер^a, Д. В. Веселкин^b

^a Ильменский государственный заповедник, Южно-Уральский федеральный научный центр минералогии и геоэкологии УрО РАН, Россия 456317 Миасс, Ильменский заповедник

^b Институт экологии растений и животных УрО РАН, Россия 620144 Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202

*e-mail: borisovna_k@mail.ru

Поступила в редакцию 07.12.2023 г.

После доработки 01.04.2024 г.

Принята к публикации 16.04.2024 г.

Проверяли гипотезы, что в лесах, загрязненных тяжелыми металлами и нарушенных недавними пожарами, снижается численность всходов из почвенного банка семян (ПБС). Также предположили, что последствия загрязнения и пожаров для почвенного банка семян аддитивны. Оценили численность всходов из почвенного банка семян сосновых лесов, расположенных возле Карабашского медеплавильного комбината (загрязненных Cu, Zn, Pb, Cd), и из незагрязненных лесов Ильменского государственного заповедника. В обоих районах образцы лесной подстилки и гумусового горизонта отобрали в лесах, недавно подверженных низовым пожарам, и в лесах, не горевших длительное время. Образцы экспонировали с июня по сентябрь, проведя 7 туров учета проростков. Установлены некоторые особенности появления всходов на образцах лесной подстилки и гумусового горизонта, однако закономерности реакции ПБС на загрязнение и пожарные нарушения не зависели от почвенного горизонта. Число всходов на субстратах из загрязненных лесов было в 5–8 раз меньше, чем из фоновых лесов. Снижение численности всходов на загрязненных субстратах сопровождалось увеличением доли двудольных в общем числе всходов. Связь между численностью всходов и давностью пожаров не обнаружена. Аддитивность последствий загрязнения и пожаров также не установлена. Из двух типов нарушений — загрязнения и пожары — ведущее значение для ПБС имеет фактор загрязнения. Полученные результаты свидетельствуют о низкой восстановительной способности травяно-кустарничкового яруса загрязненных лесов.

Ключевые слова: почвенный банк семян, сосновые леса, техногенное загрязнение, тяжелые металлы, низовые лесные пожары, лесная подстилка, диаспорический голод, восстановление экосистем

DOI: 10.31857/S0367059724040017 EDN: VJLLUW

Почвенные банки семян (ПБС) традиционно изучают в связи с вопросами устойчивости растительных сообществ, их сохранения и восстановления [1–3]. Хотя существует мнение, что для некоторых типов растительности почвенные банки не являются важным компонентом, так как их состав слабо коррелирует с составом сукцессионно поздних растений [1, 4], в целом считается, что почвенные банки семян — это источник жизнеспособных семян видов, не всегда присутствующих в вегетирующем состоянии, необходимый для восстановления после разного рода нарушений [1–3, 5]. Изучению ПБС под влиянием рубок и пожаров посвящено много исследований [4–12]. В последние годы после снижения выбросов промышленных предприятий становится особенно актуальной проблема восстановления лесов [13], и изучение

ПБС может помочь лучше понять закономерности такого восстановления.

Окрестности г. Карабаш на Южном Урале — географически протяженный и контрастный по состоянию экосистем импактный регион, образовавшийся под влиянием выбросов крупного медеплавильного производства, работающего более 100 лет. Основные токсиканты — металлы, поступающие из атмосферы и накапливающиеся в почве и других компонентах экосистем [14, 15]. Зона поражения экосистем простирается на расстояния до 10–15 км от предприятия [14, 15]. Наиболее заметный на уровне растительных сообществ эффект загрязнения — снижение их разнообразия [16, 17]. Другой постоянный фактор, обуславливающий состояние растительности региона, — периодические лесные пожары [18, 19].

В регионе реакция растений на пожары изучена на уровне реакций отдельных особей деревьев и по-слепожарных смен древостоя [20, 21], но хорошо известно, что пожары – мощный фактор динамики и разнообразия лесов [22–25]. Мы предположили, что состояние лесных сообществ, в том числе ПБС, в импактном регионе возле г. Карабаш определяется не только техногенным воздействием, но и регулярными пожарными нарушениями.

С одной стороны, в загрязненных почвах семена растений могут оставаться жизнеспособными [26–30], а потери ПБС из-за токсического влияния металлов на гетеротрофные микроорганизмы могут быть небольшими [31]. С другой стороны, из-за отсутствия или угнетенного состояния растений, продуцирующих семена, процессы формирования и пополнения ПБС при загрязнении могут быть замедлены. Пожары могут иметь разное значение для ПБС в зависимости от типа растительности, силы и давности пожара [11, 12]: уничтожая подстилку и растения, огонь уничтожает семена в почве и уменьшает продукцию семян растений, преобладавших в допожарном лесу [12]; регулярные пожары способствуют отбору растений, адаптированных к эффективному перенесению пожарных воздействий, и в некоторых биомах пожары не влияют негативно на ПБС [12]. В целом, предсказать реакции ПБС на техногенное загрязнение и пожарное воздействие сложно.

Целью настоящей работы было оценить численность всходов из банка семян лесных почв, загрязненных выбросами Карабашского медеплавильного комбината, при разной давности пожарного нарушения сообществ. Проверяли гипотезы, сформулированные как наиболее вероятные на основе анализа опубликованных данных: 1) численность всходов из ПБС снижается в загрязненных лесах; 2) численность всходов из ПБС снижается в лесах, нарушенных недавними пожарами. Также предполагали, что последствия загрязнения и пожаров аддитивны (3), т.е. что наиболее сильное снижение численности всходов из ПБС наблюдается при совместном влиянии загрязнения и пожаров.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Район исследований относится к подзоне южнотаежных сосново-березовых лесов восточного макросклона Южного Урала (Челябинская область: окрестности г. Карабаш и Ильменский государственный заповедник УрО РАН, ИГЗ). Типичные высоты возвышенностей – 250–600 м над ур.м. Преобладающие горные породы – магматические

и метаморфические: миаскиты, сиениты, амфиболиты, серпентиниты, пегматиты. Представлены бурые горно-лесные, бурые лесные, оподзоленные глееватые, серые горно-лесные, черноземы горно-лесные, горно-подзолистые маломощные почвы. По классификации Кеппена–Гейгера [32] климат холодный с коротким теплым летом (код – Dfb). Самый холодный месяц – январь (средняя температура – 16...–17 °С), самый теплый – июль (+18 °С); продолжительность вегетационного периода – 160–170 дней; количество осадков – около 430 мм в год; высота снежного покрова в конце зимнего периода – до 40 см.

Экосистемы вблизи Карабашского медеплавильного комбината (ЗАО “Карабашмедь”, г. Карабаш, КМК) сильно трансформированы вследствие промышленного загрязнения. КМК – крупный источник выбросов в атмосферу, основные из которых SO₂ и полиметаллическая пыль, содержащая преимущественно Cu, Zn, Pb, Cd. Производство запущено в 1910 г., а максимальные объемы выбросов (до 140–360 тыс. т в год) были достигнуты в 1970–1980 гг. [16]. В период 1990–1998 гг. производство меди было остановлено, и после повторного открытия и модернизации производства объемы выбросов снизились до порядка 10 тыс. т в год [14, 15]. Регион КМК – один из хорошо изученных в отношении реакций биоты техногенных регионов России [16]. Химическое загрязнение экосистем имеет следствием снижение фитомассы и продуктивности лесов [33], микробного разнообразия и биомассы в почвах [34, 35], изменение условий минерального питания растений [36].

Пробные площади (ПП) закладывали в средних частях склонов на серых лесных и дерново-таежных кислых почвах. Подбирали участки насаждений с деревьями сосны среднего возраста – 100–180 лет в ИГЗ и 60–120 лет вблизи КМК, всегда с долей сосны в древостое не менее 60%. Общее число ПП – 16: 8 вблизи КМК и 8 в ИГЗ (рис. 1, табл. 1). Критерием давности пожарного нарушения приняли рубеж в 15 лет. ПП распределили на две группы: горельники, пройденные низовыми устойчивыми средними пожарами 3–14 лет назад, и участки леса, где в последние 50 лет пожары не были задокументированы. Годы пожаров устанавливали по “Книге учета пожаров Ильменского заповедника” и “Книге учета пожаров Карабашского лесничества”.

На территории ИГЗ изученные ПП представлены сосновыми зеленомошно-разнотравными и разнотравно-вейниковыми лесами. Вблизи КМК преобладают производные сосновые леса



Рис. 1. Карта-схема расположения пробных площадей в сосновых лесах Ильменского заповедника и окрестностях г. Карабаш: черные кружки – участки, где пожары задокументированы в последние 3–14 лет; белые кружки – участки, где в последние 50 лет пожары не задокументированы.

с примесью березы (*Betula pendula* Roth или *B. pubescens* Ehrh.), но ассоциации зеленомошной группы деградированы в связи с выпадением яруса эпигейных мхов. Основные лесообразователи на ПП в ИГЗ – *Pinus sylvestris* L. и *Betula pendula*; обычные виды кустарникового яруса – *Chamaecytisus ruthenicus* (Fisch. ex Wol.) Klásk., *Cotoneaster*

melanocarpus Fisch. ex A. Blytt, *Sorbus aucuparia* Poir., *Rubus idaeus* Blanco; массовые виды травяно-кустарничкового яруса – *Vaccinium vitis-idaea* L., *V. myrtillus* L., *Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth, *Rubus saxatilis* L., *Brachypodium pinnatum* (L.) P. Beauv., *Melica nutans* L., *Chimaphila umbellata* (L.) W.P.C. Barton, *Carex montana* L., *Galium boreale* L., *Lathyrus vernus* (L.) Bernh; обычные виды мохового покрова – *Pleurozium schreberi* (Willd. ex Brid.) Mitt., *Rhytidiadelphus triquertus* (Hedw.) Warnst., *Hylocomnium splendens* (Hedw.) Bruch et al. На начальных этапах постпирогенной сукцессии моховой покров формируется видами рода *Polytrichum* [37].

На ПП вблизи КМК в кустарниковом ярусе с высоким постоянством и обилием встречается только *Chamaecytisus ruthenicus*. Травяно-кустарничковый ярус представлен в основном единичными особями, не формирующими сомкнутого покрова. Чаще всего встречаются *Vaccinium myrtillus* и *Calamagrostis arundinacea*, реже – *Vaccinium vitis-idaea*, *Rubus saxatilis*, *Orthilia secunda* (L.) House, *Sanguisorba officinalis* L., *Tussilago farfara* L., *Pyrola* spp.

Определение уровня загрязнения. Концентрации Cu, Zn, Pb и Cd измеряли в образцах OF горизонта лесной подстилки. На каждой ПП отбор проводили на трех участках, расположенных друг от друга на расстоянии 5–6 м. На каждом участке образцы отбирали методом конверта с площади 1 м². Из материала, собранного с трех участков, формировали один смешанный образец. Использовали разложение смесью концентрированной азотной кислоты и перекиси водорода. Таким способом определяются почти все формы металлов (pseudo total concentrations), присутствующие в депонирующей среде. Концентрации элементов определяли на атомно-эмиссионном спектрометре VARIAN-720-ES (метод ИСП-АЭС – ICP-OES). Измерения выполнены в Южно-Уральском центре коллективного пользования по исследованию минерального сырья Института минералогии УрО РАН (аттестат аккредитации № ААС.А.00330, действительный до 11.03.2026). Рассчитывали индекс загрязнения, который характеризует среднее по четырем элементам превышение (условные единицы – число раз) концентраций Cu, Zn, Pb, Cd на каждой площади по сравнению с наименее загрязненной площадью [38].

Описание растительных сообществ. Геоботанические описания на площади размером 10 × 10 м выполнили в июле и первой половине августа 2022 г. Фиксировали общее проективное покрытие (в %) и число видов травяно-кустарничкового

Таблица 1. Характеристика пробных площадей

| № ПП | Расстояние от источника выбросов, км | Высота над ур. м., м | Состав древостоя* | Возраст деревьев, лет** | Год пожара |
|---|--------------------------------------|----------------------|---|-------------------------|------------|
| Территория Ильменского государственного заповедника | | | | | |
| 1 | 24.9 | 458 | 70% <i>Pinus</i> ; 30% <i>Betula</i> | 100–120 | ранее 1973 |
| 2 | 24.5 | 485 | 100% <i>Pinus</i> ; единично <i>Betula</i> | 100–120 | 2014 |
| 3 | 50.0 | 360 | 80% <i>Pinus</i> ; 20% <i>Betula</i> | 160–180 | 2010 |
| 4 | 48.4 | 361 | 90% <i>Pinus</i> ; 10% <i>Larix</i> | 100–120 | ранее 1973 |
| 5 | 48.5 | 385 | 90% <i>Pinus</i> ; 10% <i>Larix</i> | 160–180 | ранее 1973 |
| 6 | 40.0 | 491 | 100% <i>Pinus</i> | 140–160 | 2008 |
| 7 | 33.3 | 472 | 70% <i>Pinus</i> ; 20% <i>Betula</i> ; 10% <i>Populus</i> | 120–140 | ранее 1973 |
| 8 | 42.9 | 535 | 80% <i>Pinus</i> ; 20% <i>Betula</i> | 140–160 | 2020 |
| Территория возле Карабашского медеплавильного комбината | | | | | |
| 9 | 9.5 | 328 | 100% <i>Pinus</i> ; единично <i>Betula</i> | 100–120 | 2009 |
| 10 | 6.4 | 359 | 100% <i>Pinus</i> ; единично <i>Betula</i> | 80–100 | 2020 |
| 11 | 6.4 | 320 | 100% <i>Pinus</i> | 80–100 | 2008 |
| 12 | 7.0 | 363 | 80% <i>Pinus</i> ; 20% <i>Betula</i> | 80–100 | 2010 |
| 13 | 5.8 | 360 | 70% <i>Pinus</i> ; 30% <i>Betula</i> | 60–80 | ранее 1973 |
| 14 | 5.6 | 364 | 60% <i>Pinus</i> ; 40% <i>Betula</i> | 60–80 | ранее 1973 |
| 15 | 4.2 | 366 | 80% <i>Pinus</i> ; 20% <i>Betula</i> | 60–80 | ранее 1973 |
| 16 | 3.5 | 323 | 80% <i>Pinus</i> ; 20% <i>Betula</i> | 100–120 | 2013 |

* Указано процентное соотношение числа стволов деревьев разных таксонов; *Pinus* – *Pinus sylvestris* L.; *Betula* – *Betula* spp. (*Betula pendula* Roth; *Betula pubescens* Ehrh.); *Larix* – *Larix sibirica* Ledeb.; *Populus* – *Populus tremula* L.

** Диапазон преобладающих возрастов деревьев на основе данных лесоустройства на момент проведения исследования.

яруса. Одновременно с описанием сообществ в 5 прикопках с точностью 0.5 см регистрировали мощность подстилки. Названия видов сосудистых растений приведены по “The World Flora Online” [39].

Отбор и экспонирование образцов, учет всходов.

Численность семян в почвенном банке оценивали методом появления всходов (“seedling emergence technique” по [40]). Пробы из лесной подстилки (A0) и гумусового горизонта (A1) почв собрали 8–10.06.2023. На каждой ПП отбирали по 3 образца, т.е. по 3 повторности материала (субстратов) из A0 и A1. Каждый образец отбирали методом конверта с площади 1 м²; расстояния между участками отбора образцов были 5–6 м. Материал из горизонта A0 отбирали из всей его толщи, допуская перемешивание материала, из A1 – из верхних 10 см горизонта. Каждый образец экспонировали отдельно в одном сосуде – черном прямоугольном пластиковом ящике размерами 42 × 18 × 8 см (длина × ширина × глубина) и объемом 6 дм³. Сосуды заполняли субстратами на 2/3 от их объема. Всего было 96 сосудов (16 ПП × 2 горизонта × 3 сосуда). Сосуды с июня по сентябрь экспонировали на открытом воздухе, прикрыв пропускающим свет

и воду нетканым укрывным материалом с плотностью 17 г/м² для защиты от животных и семян из местного семенного дождя. Сосуды поливали по мере высыхания субстратов. Во время каждого тура учета осуществляли рандомизацию положения сосудов в пространстве.

Всходы учитывали каждые 2 недели. Всего провели 7 туров учетов (обозначены римскими цифрами от I до VII). При определении общей численности всходы *Pinus sylvestris*, как лесобразующего вида, не учитывали. В ходе каждого тура учетов подсчитывали число вновь появившихся или отмерших всходов. Общее число всходов, появившихся в сосуде за определенное время, рассчитывали как сумму всходов, появившихся в сосуде за все предшествующие туры учетов. При таком подсчете всходы, появившиеся и отмершие за период между двумя последовательными учетами, остаются незарегистрированными. Это может приводить к смещению оценок общей численности всходов, но, вероятно, к небольшим, так как периоды между турами учетов были непродолжительными. Всходы, пригодные для таксономической идентификации, регистрировали с указанием таксона и избирательно

гербаризировали. В отношении большинства особей таксономическая идентификация не завершена. В работе анализировались две характеристики состояния ПБС: 1) число всходов в сосуде в среднем за один тур или суммарно за все время учета; 2) доля всходов двудольных в сосуде суммарно за все время учета.

Анализ данных. Перед проведением статистических тестов переменные трансформировали. Использовали десятичный логарифм для индекса загрязнения, натуральный логарифм – для числа всходов в сосуде и арксинус-преобразование – для доли всходов двудольных. Закономерности изменения состояния сообществ и ПБС в зависимости от уровня загрязнения района, давности пожара, почвенного горизонта и тура учета анализировали с использованием двух-, трех- и четырехфакторного дисперсионного анализа (ANOVA) с помощью программы STATISTICA 8.0 (StatSoft Inc., USA, 1984–2007). Статистической единицей была пробная площадь. Также использовали расчет коэффициента корреляции Пирсона (*r*). В качестве характеристики центральной тенденции использована средняя арифметическая; через символ ± приведена ошибка средней арифметической; при приведении размахов указаны размахи средних для пробных площадей в пределах района.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Степень загрязнения, мощность подстилки, состояние травяно-кустарничкового яруса. Степень загрязнения различалась между районами ИГЗ и КМК, но не зависела от давности пожаров (табл. 2). Концентрации Си варьировали в подстилках ИГЗ от 14 до 74 мг/кг, а КМК – от 868 до 6143 мг/кг, т.е. по сравнению с фоновыми лесами вблизи КМК содержание Си было почти на два порядка больше (рис. 2а). Значения индекса загрязнения в ИГЗ были от 1 до 4 усл.ед., а вблизи КМК – от 36 до 175 усл.ед.; различия средних для районов ИГЗ (2.3 ± 0.4 усл.ед.) и КМК (91.2 ± 18.4 усл.ед.) составили 40 раз (рис. 2б). Мощность подстилки различалась в зависимости от давности пожаров, но не от уровня загрязнения (рис. 2в). В среднем в недавно горевших лесах мощность подстилки составляла 60% от ее средней мощности, в лесах, долгое время негоревших, – соответственно 4.6 ± 0.6 и 7.6 ± 0.4 см.

Проективное покрытие и богатство травяно-кустарничкового яруса были ниже вблизи источника выбросов и не связаны с давностью пожаров. Покрытие травяно-кустарничкового яруса в районе ИГЗ варьировало от 15 до 75% (рис. 2г), КМК – от

Таблица 2. Результаты двухфакторного ANOVA изменчивости характеристик загрязнения и сообществ сосновых лесов в зависимости от района и давности пожаров (для факторов и их взаимодействий $dF = 1$; для ошибки $dF = 12$)

| Характеристики техногенной нагрузки и сообществ | Факторы | <i>F</i> * | <i>P</i> |
|---|---------------------|------------|----------|
| Концентрация Си | Район [1] | 132.3 | <0.001 |
| | Давность пожара [2] | 0.5 | 0.502 |
| | [1] × [2] | 0.1 | 0.836 |
| Индекс загрязнения | Район [1] | 154.6 | <0.001 |
| | Давность пожара [2] | 0.3 | 0.584 |
| | [1] × [2] | 0.6 | 0.473 |
| Мощность подстилки | Район [1] | 1.2 | 0.290 |
| | Давность пожара [2] | 14.3 | 0.003 |
| | [1] × [2] | 0.3 | 0.628 |
| Проективное покрытие | Район [1] | 5.7 | 0.035 |
| | Давность пожара [2] | 1.0 | 0.332 |
| | [1] × [2] | 1.1 | 0.306 |
| Доля покрытия двудольных | Район [1] | 1.5 | 0.245 |
| | Давность пожара [2] | 1.4 | 0.266 |
| | [1] × [2] | 0.1 | 0.835 |
| Число видов | Район [1] | 11.5 | 0.005 |
| | Давность пожара [2] | 0.4 | 0.531 |
| | [1] × [2] | 1.0 | 0.329 |

* Здесь и в табл. 3: *F* – значение критерия Фишера, *P* – уровень значимости.

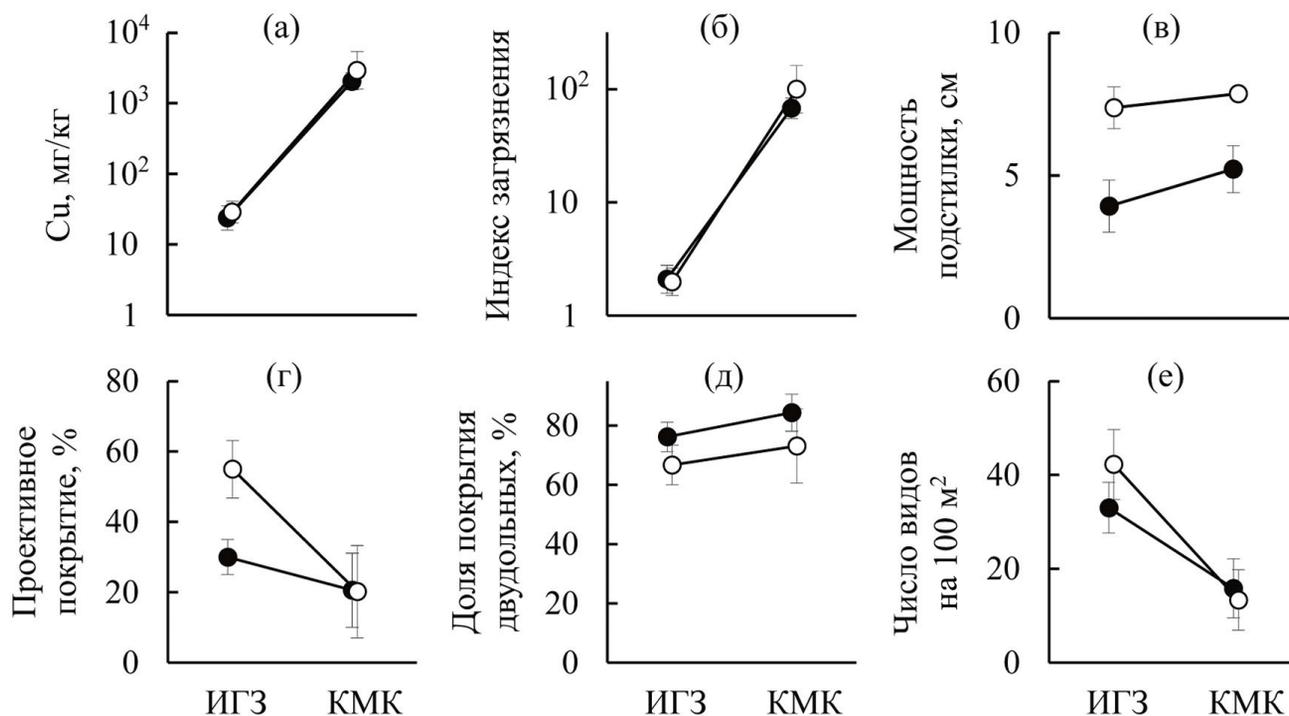


Рис. 2. Характеристики загрязнения и растительных сообществ в Ильменском заповеднике (ИГЗ) и окрестностях Карабашского медеплавильного комбината (КМК) на недавно горевших (черные символы) и негоревших (белые символы) площадях: а – содержание Cu (мг/кг) в подстилке; б – индекс загрязнения (условные единицы); в – мощность подстилки (в одном случае ошибка средней арифметической меньше размера символа); г – проективное покрытие травяно-кустарничкового яруса; д – доля двудольных в общем проективном покрытии травяно-кустарничкового яруса; е – видовое богатство травяно-кустарничкового яруса. Планки погрешностей – ошибка средней арифметической.

менее 1 до 55%, среднее снижение покрытия от района ИГЗ к району КМК было 2-кратным. Число видов травяно-кустарничкового яруса (рис. 2е) было соответственно 21–60 / 100 м² (ИГЗ) и 4–39 / 100 м² (КМК). Среднее снижение видового богатства травяно-кустарничкового яруса от района ИГЗ и КМК было 2.5-кратным. Независимо от техногенной нарушенности и давности пожаров от 52 до 100%, в среднем 76±4%, суммарного проективного покрытия травяно-кустарничкового яруса составляли двудольные растения.

Динамика прорастания семян. В четырехфакторном ANOVA с факторами “тур учета”, “район”, “почвенный горизонт” и “давность пожара” главные эффекты для трех факторов были значимы: $F_{\text{тур учета}}(6;168) = 11.2$ ($P < 0.001$); $F_{\text{район}}(1;168) = 96.4$ ($P < 0.001$); $F_{\text{почв. горизонт}}(1;168) = 11.0$ ($P = 0.001$). Эффект давности пожара был незначим – $F_{\text{давность пожара}}(1;168) = 0.8$ ($P = 0.361$). Взаимодействия между факторами были незначимыми, кроме взаимодействия “тур учета × район” ($F_{(6;168)} = 4.7$; $P < 0.001$).

Различия, связанные с турами учета, заключались в том, что семена из ПБС интенсивнее всего

прорастали между I и II турами, а в дальнейшем от тура к туру численность вновь появляющихся проростков снижалась (рис. 3). Различия, связанные с фактором “район”, заключались в том, что семена из ПБС лучше прорастали на субстратах, собранных в ИГЗ, чем на субстратах, собранных вблизи КМК. Среднее число всходов в сосуде на субстратах, отобранных в ИГЗ, в разные туры было в 4–10 раз больше, чем из почв, отобранных вблизи КМК. Различия, связанные с фактором “почвенный горизонт”, заключались в том, что на материале подстилки появлялось больше проростков, чем на материале из гумусового горизонта: в среднем за один период учета на подстилке было зарегистрировано 4.0 ± 0.7 всходов / сосуд, что на материале из гумусового горизонта – 2.0 ± 0.4 всходов / сосуд.

Значимое взаимодействие между факторами “тур учета × район” проявлялось в том, что для образцов из ИГЗ была заметна большая разница числа всходов в разные туры. От II тура к последним число вновь появившихся всходов сильно снижалось: большинство новых всходов были зарегистрированы в I и II турах учета (туры I + II – 46.6% всех всходов; туры III + IV – 33.8%;

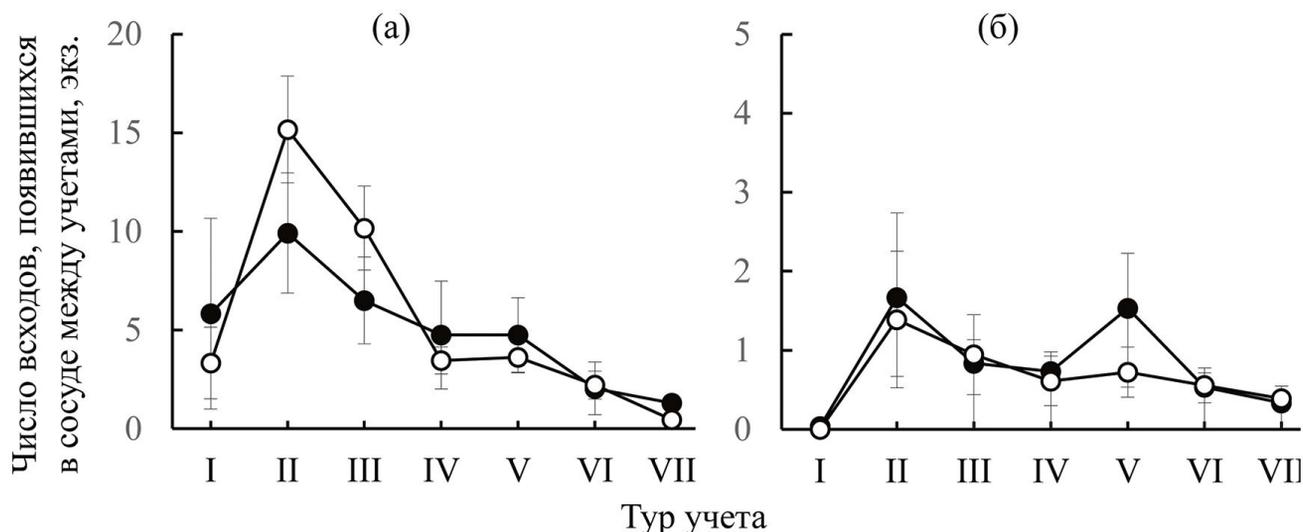


Рис. 3. Динамика появления всходов из почвенного банка семян на субстратах из лесов Ильменского заповедника (а) и из окрестностей Карабашского медеплавильного комбината (б) на недавно горевших (черные символы) и негоревших (белые символы) площадях. Планки погрешностей – ошибка средней арифметической. Следует обратить внимание на различие масштабов осей на рисунках (а) и (б).

туры V + VI + VII – 19.6%). На образцах из района КМК всходы во времени появлялись более равномерно и не наблюдалось их снижения от первых туров к последним со временем (туры I + II – 30.0% всходов; туры III + IV – 29.7%; туры V + VI + VII – 40.3%).

Общая численность всходов из почвенного банка семян. Суммарное за все туры учетов число всходов из ПБС и доля двудольных различались между районами (табл. 3), но не зависели от почвенного горизонта и давности пожара. Во всех случаях общее число всходов из ПБС было ниже в районе КМК,

а доля двудольных – выше (рис. 4). Показательно, что в некоторых сосудах из ИГЗ суммарное число всходов было выше 100, а в некоторых сосудах с субстратами, собранными вблизи КМК, за все время не появилось ни одного всхода. Средние значения суммарной численности составили: на образцах из ИГЗ – 33 ± 8 всходов / сосуд; из района КМК – 6 ± 1 всходов / сосуд. Средние значения долей всходов двудольных составили: на субстратах из ИГЗ – $64.5 \pm 4.3\%$, из района КМК – $84.6 \pm 4.3\%$.

Суммарные за все время наблюдений числа всходов из лесной подстилки и гумусового го-

Таблица 3. Результаты трехфакторного ANOVA числа всходов и доли всходов двудольных из почвенного банка семян сосновых лесов Ильменского заповедника и окрестностей Карабашского медеплавильного комбината (для факторов и их взаимодействий $dF = 1$; для ошибки $dF = 24$)

| Характеристика | Факторы | F | P |
|------------------------|-------------------------|-----------|--------|
| Число всходов в сосуде | Район [1] | 29.5 | <0.001 |
| | Давность пожара [2] | 0.5 | 0.497 |
| | Почвенный горизонт [3] | 3.5 | 0.074 |
| | [1] × [2] | 1.5 | 0.230 |
| | [1] × [3] | 0.1 | 0.793 |
| | [2] × [3] | 0.1 | 0.910 |
| | [1] × [2] × [3] | 1.8 | 0.197 |
| | Доля всходов двудольных | Район [1] | 12.2 |
| Давность пожара [2] | | 1.8 | 0.197 |
| Почвенный горизонт [3] | | 0.2 | 0.682 |
| [1] × [2] | | 1.4 | 0.256 |
| [1] × [3] | | 0.1 | 0.865 |
| [2] × [3] | | 2.4 | 0.138 |
| [1] × [2] × [3] | | 0.6 | 0.462 |

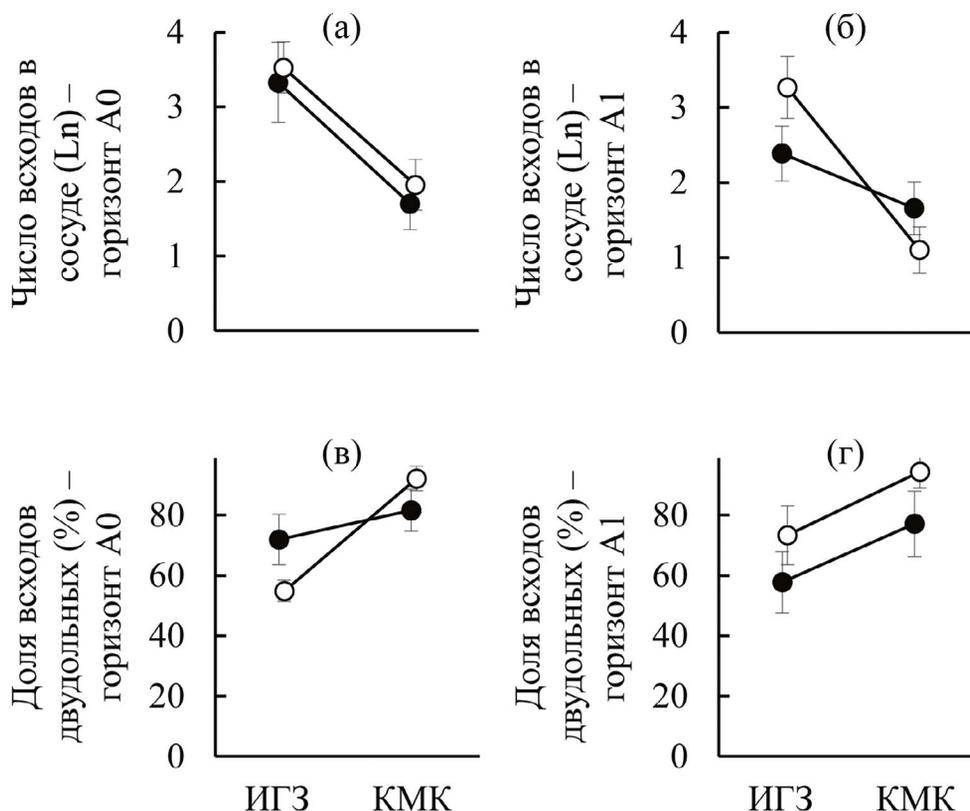


Рис. 4. Число всходов из почвенного банка семян в одном сосуде (а, б) и доля всходов двудольных растений (в, г) при экспонировании образцов лесной подстилки (а, в) и материала гумусового горизонта (б, г) почв сосновых лесов Ильменского заповедника (ИГЗ) и окрестностей Карабашского медеплавильного комбината (КМК) на недавно горевших (черные символы) и негоревших (белые символы) площадях. Планки погрешностей – ошибка средней арифметической.

ризонта хорошо коррелировали друг с другом: $r = 0.76$ ($P = 0.001$, $n = 16$) (рис. 5), в то время как доли всходов двудольных, выросших на подстилке и в гумусовом горизонте, не были связаны друг с другом: $r = 0.15$ ($P = 0.575$, $n = 16$).

Суммарное за все время число всходов из лесной подстилки не коррелировало с ее мощностью: $r = -0.14$ ($P = 0.611$, $n = 16$) (рис. 6), так же как и доля всходов двудольных ($r = 0.01$, $P = 0.970$, $n = 16$).

ОБСУЖДЕНИЕ

Детерминанты численности ПБС. Из трех рабочих гипотез подтверждена только одна: в загрязненных лесах численность всходов из ПБС была меньше по сравнению с незагрязненными. Вторая и третья гипотезы не подтверждены: связь между численностью всходов из ПБС и давностью пожарных нарушений лесов не обнаружена, а также не установлено аддитивного проявления последствий загрязнения и пожаров для численности всходов из ПБС. В отношении второй исследованной характеристики ПБС – доли всходов двудольных –

также справедлива только первая гипотеза, а связь с давностью пожара отсутствовала. Почвенные банки семян загрязненных лесов имели низкую численность прежде всего за счет сниженного запаса семян однодольных и семян с коротким периодом покоя. О последнем свидетельствует отсутствие выраженного пика появления проростков на протяжении первых туров учета на субстратах, собранных вблизи КМК.

Отсутствие зависимости ПБС от давности пожаров оказалось неожиданным. Известно, что пирогенные эффекты для ПБС зависят от силы пожара и его давности [12]. Сила пожаров, последствия которых мы оценивали, была небольшой – это были устойчивые низовые пожары. При таких пожарах взрослые деревья сосны обычно не погибают, но уничтожаются или повреждаются подстилка и живой напочвенный покров. Нам удалось подтвердить эффекты послепожарного восстановления подстилки, качественно близкие к эффектам, описанным для лесов Кольского полуострова [41]. Диапазон давности пожаров на площадях, которые мы включили в исследование как горевшие, был от 3 до 14 лет. Возможно, что

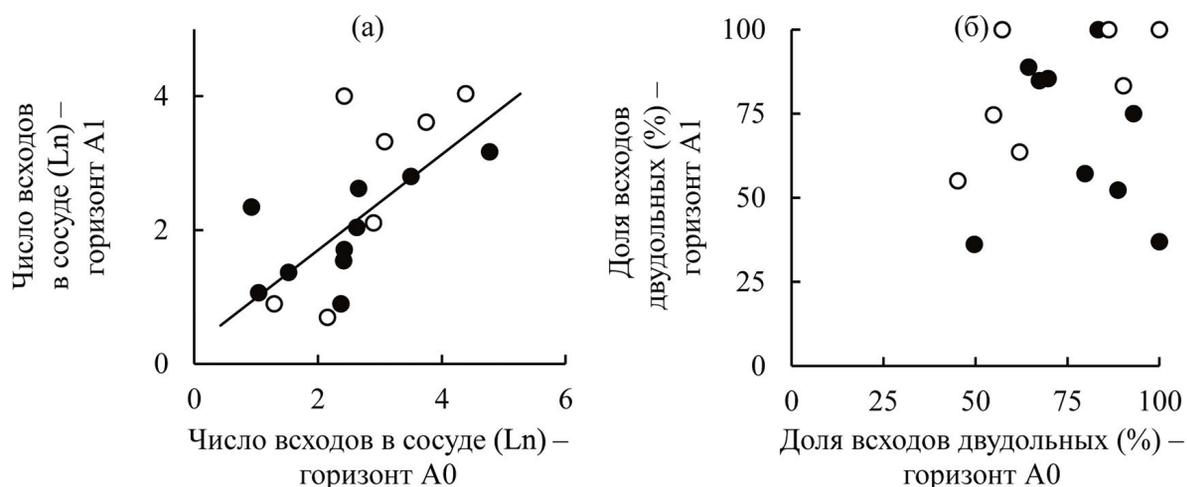


Рис. 5. Связь характеристик совокупностей всходов из почвенного банка семян (а – число всходов из почвенного банка семян в сосуде; б – доля всходов двудольных растений) в подстилке и гумусовом горизонте в лесах, в которых пожары задокументированы в последние 3–14 лет (черные символы) или в последние 50 лет не задокументированы (белые символы).

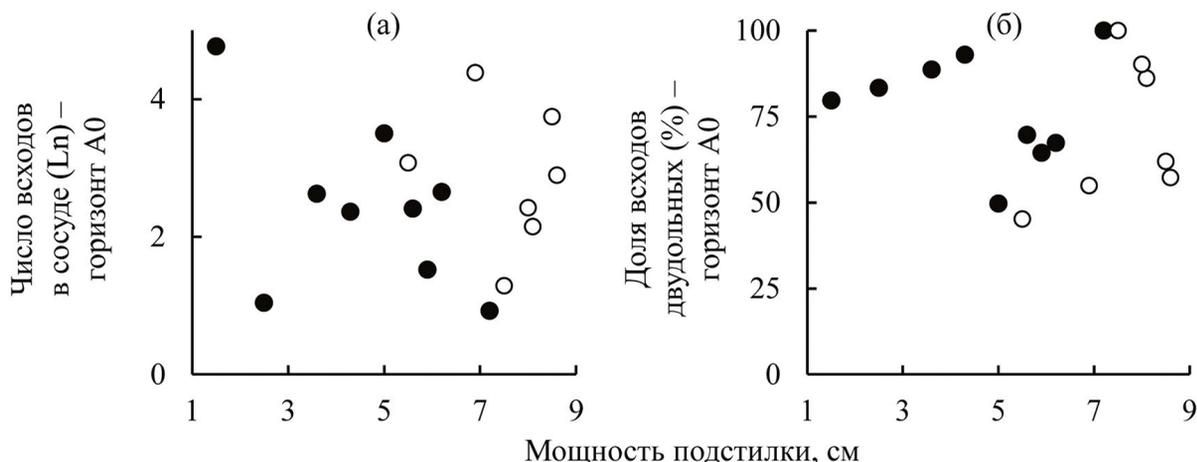


Рис. 6. Число всходов из почвенного банка семян в одном сосуде (а) и доля всходов двудольных растений (б) в подстилке в зависимости от мощности подстилки в лесах, в которых пожары задокументированы в последние 3–14 лет (черные символы) или в последние 50 лет не задокументированы (белые символы).

это слишком широкий диапазон для регистрации послепожарных эффектов на ПБС, так как лучше всего следствия пожаров заметны на коротких послепожарных интервалах [12]. Тем не менее наши данные можно интерпретировать так, что пожарные нарушения не сказываются на состоянии ПБС сосновых лесов региона.

При оценке последствий влияния загрязнения на ПБС нами установлен более сильный эффект, чем в большинстве тематически близких исследований. В предыдущих работах [26–28, 30] показано преимущественно слабое влияние загрязнений на ПБС или даже его отсутствие, причем редко такое влияние было определено как отрицательное [29].

Еще в одном случае заключение об истощении ПБС в условиях загрязнения лесов тяжелыми металлами было сделано на основе анализа скорости восстановления небольших механически нарушенных участков [42]. При оценке последствий сочетанного влияния на ПБС загрязнения и пожаров наше исследование, возможно, не имеет близких аналогов. В недавнем мета-анализе о пирогенных изменениях ПБС [12] не цитируются работы, в которых бы одновременно оценивались эффекты техногенного загрязнения и пожаров. Известные случаи анализа взаимодействия рассматриваемых факторов относятся к анализу разнообразия эпигейных лишайников [43] и успешности возобновления сосны [44].

Почвенный банк семян разных почвенных горизонтов. Обычно численность ПБС убывает с глубиной почвы [28, 31], что объясняется пополнением ПБС преимущественно из семенного дождя. Изначально нельзя было исключить, что локализованные в подстилке и нижележащем гумусовом горизонте ПБС могут по-разному реагировать на загрязнение, поскольку при атмосферном поступлении поллютантов их содержание убывает с глубиной почвы [45]. В нашей работе мы обнаружили, что отклики на загрязнение, полученные для ПБС подстилки и гумусового горизонта, совпадают, хотя при дополнительном учете фактора “тур учета” установлено, что на подстилках всходов было больше, чем на образцах из гумусовых горизонтов.

Тем не менее необходимо подчеркнуть следующий методический момент. Мы экспонировали образцы в относительно больших сосудах с фиксированным объемом помещенного в них субстрата. Поэтому оценки численности относятся не к площади сообществ – всходы / м², как в большинстве аналогичных исследований, а к сосудам – всходы / сосуд, т.е. фактически к фиксированным объемам субстратов из горизонтов А0 и А1. Поскольку корреляция между мощностью подстилки и суммарной численностью всходов в ней, как и с составом всходов, отсутствует, можно полагать, что выявленные закономерности не связаны с методическими особенностями отбора образцов из подстилки. Необходимо отметить, что в нашей работе установлено не совсем ожидаемое изменение мощности подстилки в градиенте загрязнения: увеличения мощности с ростом загрязнения не наблюдалось. Возможно, это следствие того, что мы использовали стратифицированный по признаку давности пожара, а не случайный отбор пробных площадей в районах ИГЗ и КМК.

Возможные механизмы динамики численности почвенных банков семян. Наблюдаемая численность ПБС – результирующая нескольких процессов: величины потока семян от плодоносящих растений (семенного дождя), прорастания семян, отмирания семян и их потребления животными. В случае с послепожарными эффектами уничтожение семян может быть обусловлено прямым действием огня. Поскольку для характеристики ПБС мы использовали метод появления всходов, то дополнительным фактором, влияющим на численность всходов, могли быть видовые особенности продолжительности покоя семян или эффекты, связанные с токсичностью почв. Также нельзя исключить, что численность и структура ПБС мо-

гут зависеть от степени фрагментации изученных лесных сообществ, которая в свою очередь может различаться в разных частях рассмотренного градиента условий. Без специальных исследований невозможно определить, в какой степени эти механизмы ответственны за снижение численности ПБС при увеличении уровня загрязнения.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Из двух типов нарушений – загрязнение тяжелыми металлами и пирогенные воздействия – ведущее значение для состояния почвенных банков семян сосновых лесов изученного региона, включающего окрестности Карабашского медеплавильного завода и Ильменский заповедник, имеет фактор техногенного загрязнения, в то время как влияние пожаров на численность всходов из почвенных банков семян не установлено. Ранее был получен сходный, хотя и не полностью аналогичный результат о ведущем значении загрязнения для травяно-кустарничкового яруса в этом же градиенте условий [17]. В отношении вегетирующих растений травяно-кустарничкового яруса и почвенных банков семян аддитивного взаимодействия между техногенными и пирогенными воздействиями не обнаружено. Пожарные воздействия не усиливают угнетение почвенных банков семян, обусловленное загрязнением. Эта закономерность в целом соотносится с представлением, что огонь в отличие от эмиссий тяжелых металлов – естественный и закономерный фактор формирования светлохвойных лесов. Вероятно, поэтому пожары не вызывают в структуре растительных компонентов лесных экосистем таких же сильных изменений, как воздействия, обусловленные загрязнением.

В практическом отношении исследования банков семян в условиях загрязнения часто направлены на определение ведущего процесса, лимитирующего восстановление растительности [29, 46]. Обычно выбирают из двух вариантов: высокая токсичность, т.е. неблагоприятность свойств субстратов, и недостаток семян, т.е. диаспорический голод. Хотя результаты нашей работы не позволяют определить, какой процесс является ключевым, они указывают на низкую восстановительную способность травяно-кустарничкового яруса загрязненных лесов в окрестностях Карабашского медеплавильного завода.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Данная работа выполнена за счет средств проекта РНФ № 23-24-10055, финансируемого Российским

научным фондом и Правительством Челябинской области.

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы признательны д.б.н. Воробейчику Е.Л. и к.б.н. Трубиной М.Р. (Институт экологии растений и животных УрО РАН), чьи конструктивные замечания способствовали существенному улучшению рукописи.

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

Настоящая статья не содержит исследований с участием людей или животных в качестве объектов изучения.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Bossuyt B., Honnay O.* Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities // *J. Veg. Sci.* 2008. V. 19. P. 875–884. <https://doi.org/10.3170/2008-8-18462>
2. *Shiferaw W., Demissew S., Bekele T.* Ecology of soil seed banks: Implications for conservation and restoration of natural vegetation: A review // *Int. J. Biodivers. Conserv.* 2018. V. 10. № 10. P. 380–393. <https://doi.org/10.5897/IJBC2018.1226>
3. *Anju M.V., Warriar R.R., Kunhikannan C.* Significance of soil seed bank in forest vegetation – a review // *Seeds.* 2022. V. 1. № 3. P. 181–197. <https://doi.org/10.3390/seeds1030016>
4. *Decocq G., Valentin B., Toussaint B.* et al. Soil seed bank composition and diversity in a managed temperate deciduous forest // *Biodivers. Conserv.* 2004. V. 13. P. 2485–2509. <https://doi.org/10.1023/B:BIOS.0000048454.08438.c6>
5. *Bordon N.G., Nogueira A., Leal Filho N., Higuchi N.* Blowdown disturbance effect on the density, richness and species composition of the seed bank in Central Amazonia // *Forest Ecol. Manag.* 2019. V. 453. Art. 117633. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117633>
6. *Måren I.E., Vandvik V.* Fire and regeneration: the role of seed banks in the dynamics of northern heathlands // *J. Veg. Sci.* 2009. V. 20. № 5. P. 871–888. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.01091.x>
7. *Konsam B., Phartyal S.S., Todaria N.P.* Impact of forest fire on soil seed bank composition in Himalayan Chir pine forest // *J. Plant Ecol.* 2020. V. 13. № 2. P. 177–184. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtz060>
8. *Комарова Т.А., Терехина Н.В., Орехова Т.П.* Покой жизнеспособных семян в почве и их прорастание после пожаров в широколиственно-кедровых лесах Южного Сихотэ-Алиня // *Бот. журн.* 2021. Т. 106. № 3. С. 255–271.
9. *Комарова Т.А., Терехина Н.В., Прохоренко Н.Б., Глушко С.Г.* Лесовосстановительный процесс после низового пожара и сплошной рубки в лианово-разнотравно-кедровых широколиственно-темнохвойно-кедровых лесах Южного Сихотэ-Алиня // *Бот. журн.* 2023. Т. 108. № 2. С. 111–126.
10. *Ghasempour M., Erfanzadeh R., Török P.* Fire effects on soil seed banks under different woody plant species in Mazandaran province, Iran // *Ecol. Eng.* 2022. V. 183. Art. 106762. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106762>
11. *Roshan S.A., Heydari M., Wait A.* et al. Divergent successional trajectories of soil seed bank and post-fire vegetation in a semiarid oak forest: Implications for post-fire ecological restoration // *Ecol. Eng.* 2022. V. 82. Art. 106736. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106736>
12. *Shi Y.-F., Shi S.-H., Jiang Y.-S., Liu J.* A global synthesis of fire effects on soil seed banks // *Global Ecol. Conserv.* 2022. V. 36. Art. e02132. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02132>
13. *Воробейчик Е.Л.* Естественное восстановление наземных экосистем после прекращения промышленного загрязнения. 1. Обзор современного состояния исследований // *Экология.* 2022. № 1. С. 3–41. DOI: 10.31857/S0367059722010115 [*Vorobeichik E.L.* Natural recovery of terrestrial ecosystems after the cessation of industrial pollution: 1. A state-of-the-art review // *Russ. J. of Ecol.* 2022. V. 53. № 1. P. 1–39. DOI: 10.1134/S1067413622010118]
14. *Коротеева Е.В., Веселкин Д.В., Куянцева Н.Б.* и др. Накопление тяжелых металлов в разных органах березы повислой возле Карабашского медеплавильного комбината // *Агрохимия.* 2015. № 3. С. 88–96.
15. *Коротеева Е.В., Веселкин Д.В., Куянцева Н.Б., Чащина О.Е.* Подход к зонированию нарушенных территорий на основе содержания тяжелых металлов в органах сосны обыкновенной (на примере региона Карабашского медеплавильного комбината) // *Вестник СВНЦ ДВО РАН.* 2015. № 3. С. 86–93.
16. *Kozlov M.V., Zvereva E.L., Zverev V.E.* Impacts of point pollutants on terrestrial biota. Dordrecht; Heidelberg; London; New-York: Springer, 2009. 466 p.
17. *Чащина О.Е., Куянцева Н.Б., Мумбер А.Г.* и др. Живой напочвенный покров сосновых лесов под влиянием лесных пожаров в районе выбросов Карабашского медеплавильного комбината // *Вестник ОГПУ. Электронный научный журнал [Электронный ресурс].* 2017. № 4 (24). С. 44–53.

18. *Chibilev A.A., Veselkin D.V., Kuyantseva N.B.* et al. Dynamics of forest fires and climate in Ilmen nature reserve, 1948–2013 // *Dokl. Earth Sci.* 2016. V. 468. № 2. P. 619–622.
<https://doi.org/10.1134/S1028334X16060106>
19. *Veselkin D., Kuyantseva N., Pustovalova L., Mumber A.* Trends in forest fire occurrence in the Ilmensky nature reserve, Southern Urals, Russia, between 1948 and 2014 // *Forests.* 2022. V. 13. № 4. Art. 528.
<https://doi.org/10.3390/f13040528>
20. *Дубинин А.Е., Залесов С.В.* Горимость сосновых лесов Ильменского заповедника и послепожарные последствия в них // *Вестник БГАУ.* 2016. Т. 39, № 3. С. 101–107.
21. *Дубинин А.Е., Мумбер А.Г., Григорьев В.В.* и др. Хронология лесных пожаров в Ильменском заповеднике // *Лесной вестник.* 2007. № 8. С. 7–11.
22. *Санников С.Н.* Лесные пожары как фактор преобразования структуры, возобновления и эволюции биогеоценозов // *Экология.* 1981. № 6. С. 23–33.
23. *Wright C.S., Agee J.K.* Fire and vegetation history in the eastern Cascade Mountains, Washington // *Ecol Appl.* 2004. V. 14. № 2. P. 443–459.
<https://doi.org/10.1890/02-5349>
24. *Ковалева Н.М., Иванова Г.А.* Восстановление живого напочвенного покрова на начальной стадии пирогенной сукцессии // *Сиб. экол. журн.* 2013. № 2. С. 203–213.
25. *Малышева Е.Ф., Малышева В.Ф., Щепин О.Н., Новожилков Ю.К.* Влияние пожаров на состав и структуру сообществ эктомикоризных грибов в сосновых лесах Северо-Запада России: результаты метагеномного анализа // *Микология и фитопатология.* 2018. Т. 52. № 5. С. 328–348.
<https://doi.org/10.1134/S0026364818050057>
26. *Komulainen M., Vieno M., Yarmishko V.T.* et al. Seedling establishment from seeds and seed banks in forests under long-term pollution stress: a potential for vegetation recovery // *Can. J. Bot.* 1994. V. 72. № 2. P. 143–149.
<https://doi.org/10.1139/b94-019>
27. *Huopalainen M., Tuittila E.-S., Vanha-Majamaa I.* et al. Effects of long-term aerial pollution on soil seed banks in drained pine mires in Southern Finland // *Water Air Soil Poll.* 2001. V. 125. P. 69–79.
<https://doi.org/10.1023/A:1005276201740>
28. *Huopalainen M., Tuittila E.-S., Vanha-Majamaa I.* et al. The potential of soil seed banks for revegetation of bogs in SW Finland after long-term aerial pollution // *Ann. Bot. Fenn.* 2000. V. 37. P. 1–9.
29. *Salemaa M., Uotila T.* Seed bank composition and seedling survival in forest soil polluted with heavy metals // *Basic Appl. Ecol.* 2001. V. 2. № 3. P. 251–263.
<https://doi.org/10.1078/1439-1791-00055>
30. *Wagner M., Heinrich W., Jetschke G.* Seed bank assembly in an unmanaged ruderal grassland recovering from long-term exposure to industrial emissions // *Acta Oecol.* 2006. V. 30. № 3. P. 342–352.
<https://doi.org/10.1016/j.actao.2006.06.002>
31. *Meerts P., Grommesch C.* Soil seed banks in a heavy-metal polluted grassland at Prayon (Belgium) // *Plant Ecol.* 2001. V. 155. P. 35–45.
<https://doi.org/10.1023/A:1013234418314>
32. *Beck H.E., Zimmermann N.E., McVicar T.R.* et al. Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution // *Sci. Data.* 2018. V. 5. Art. 180214.
<https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214>
33. *Усольцев В.А., Воробейчик Е.Л., Бергман И.Е.* Биологическая продуктивность лесов Урала в условиях техногенного загрязнения: Исследование системы связей и закономерностей. Екатеринбург: УГЛТУ, 2012. 366 с.
34. *Mikryukov V.S., Dulya O.V.* Contamination-induced transformation of bacterial and fungal communities in spruce-fir and birch forest litter // *App. Soil Ecol.* 2017. V. 114. P. 111–122.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.03.003>
35. *Mikryukov V.S., Dulya O.V., Vorobeichik E.L.* Diversity and spatial structure of soil fungi and arbuscular mycorrhizal fungi in forest litter contaminated with copper smelter emissions // *Water Air Soil Poll.* 2015. V. 226. Art. 114.
<https://doi.org/10.1007/s11270-014-2244-y>
36. *Veselkin D., Kuyantseva N., Mumber A.* et al. $\delta^{15}\text{N}$ in birch and pine leaves in the vicinity of a large copper smelter indicating a change in the conditions of their soil nutrition // *Forests.* 2022. V. 13. № 8. Art. 1299.
<https://doi.org/10.3390/f13081299>
37. *Исакова Н.А.* Видовое и синузильное разнообразие листостебельных мхов восточного склона Ильменских гор / Отв. ред. Горчаковский П.Л. Миасс–Екатеринбург: ИГЗ УрО РАН, 2009. 128 с.
38. *Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г.* Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург: УИФ “Наука”, 1994. 280 с.
39. *Plants of the World Online.* URL: <https://powo.science.kew.org> (дата обращения – 26.11.2023).
40. *Thompson K., Grime J.P.* Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats // *J. Ecol.* 1979. V. 67. P. 893–921.
<https://doi.org/10.2307/2259220>
41. *Ставрова Н.И., Калимова И.Б., Горшков В.В.* и др. Долговременные послепожарные изменения характеристик почв в темнохвойных лесах Европейского Севера // *Почвоведение.* 2019. № 2. С. 246–256.
<https://doi.org/10.1134/S0032180X19020138>
42. *Trubina M.R.* Species richness and resilience of forest communities: combined effects of short-term

- disturbance and long-term pollution // *Plant Ecol.* 2009. V. 201. P. 339–350.
<https://doi.org/10.1007/s11258-008-9558-z>
43. Горшков В.В. Изменение видового разнообразия напочвенных лишайников под действием загрязнения в зависимости от давности пожара // Доклады РАН. 1994. Т. 334. № 5. С. 665–668.
44. Менищikov С.Л., Барановский В.В., Кузьмина Н.А. Плотность подраста сосны обыкновенной после низовых пожаров в зоне аэротехногенного загрязнения // *Экология.* 2013. № 5. С. 330–333.
45. Vorobeichik E.L., Korkina I.N. A bizarre layer cake: Why soil animals recolonizing polluted areas shape atypical humus forms // *Science of the Total Environment.* 2023. V. 904. Art. 166810.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166810>
46. Winterhalder K. Environmental degradation and rehabilitation of the landscape around Sudbury, a major mining and smelting area // *Environ. Rev.* 1996. V. 4. № 3. P. 185–224.
<https://doi.org/10.1139/a96-011>

THE NUMBER OF SEEDLINGS FROM THE SOIL SEED BANK OF PINE FORESTS WITH DIFFERENTLY DATED FIRES NEAR THE KARABASH COPPER SMELTER

N. B. Kuyantseva^{a, *}, D. A. Molchanova^{a, b}, A. G. Mumber^a, and D. V. Veselkin^b

^a *Ilmen State Reserve, South Ural Federal Scientific Center of Mineralogy and Geoecology, Ural Branch, Russian Academy of Sciences, Miass, 456317 Russia*

^b *Institute of Plant and Animal Ecology, Ural Branch, Russian Academy of Sciences, Yekaterinburg, 620144 Russia*

*e-mail: borisovna_k@mail.ru

Abstract – We tested the hypothesis that the number of seedlings from the soil seed bank (SSB) in forests polluted by heavy metals and disturbed by recent fires decreases. It was also assumed that the consequences of pollution and fires for the soil seed bank are additive. We estimated the number of seedlings from the SSB of pine forests located near the Karabash copper smelter (KCS) (contaminated by Cu, Zn, Pb, and Cd) and from uncontaminated forests of the Ilmen State Reserve (ISR). In both areas, samples of the forest litter and humus horizon were taken from forests recently exposed to ground fires and long-term unburned forests. Samples were exhibited from June to September, conducting seven rounds of counting seedlings. Small peculiarities of the emergence of seedlings on the samples of the forest litter and the humus horizon were established. However, the regularities of the reaction of SSB to pollution and fire disturbances did not depend on the soil horizon. The number of seedlings on substrates from contaminated forests was 5–8 times lower than the number of seedlings on substrates from background forests. A decrease in the number of seedlings on polluted substrates was accompanied by an increase in the share of dicots in the total number of seedlings. The relationship between the number of seedlings and the age of fires was not found. The additivity of the consequences of pollution and fires has also not been established. Of the two types of damage, pollution and fires, the pollution factor is of leading importance for SSBs. The results indicate a low recovery capacity of the herb-shrub layer of polluted forests.

Keywords: soil seed bank, pine forests, technogenic pollution, heavy metals, ground forest fires, forest litter, diasporic hunger, ecosystem restoration