

УДК 631.427.4:631.461.63

МИКРОБИОЛОГИЧЕСКАЯ ТРАНСФОРМАЦИЯ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА В НЕФТЕЗАГРЯЗНЕННЫХ ТУНДРОВЫХ ПОЧВАХ ПОСЛЕ РЕКУЛЬТИВАЦИИ

© 2019 г. М. Н. Маслов¹ *, О. А. Маслова¹, З. С. Ежелев¹

¹МГУ им. М.В. Ломоносова, Россия, 119991, Москва, Ленинские горы, 1, стр. 12

*e-mail: maslov.m.n@yandex.ru

Поступила в редакцию 13.12.2017 г.

После доработки 12.02.2018 г.

Принята к публикации 29.08.2018 г.

Рассмотрено влияние нефтяного загрязнения торфяно-глеезема (Histic Cryosol) при аварии 1994 г. на современные показатели биологической активности. Несмотря на проведение комплекса механических (сбор нефти), физико-химических (промывка на специальных установках) и агротехнических (внесение удобрений, вспашка, высев трав) приемов рекультивации, остаточное содержание углеводородов нефти в почвах может достигать высоких значений. Нарушение естественного торфянистого горизонта почв при проведении рекультивационных работ приводит к сокращению респираторной активности почв, а также потенциальной скорости потребления субстратов, растительных остатков и водорастворимого органического вещества почв, что способствует уменьшению скорости оборота углерода.

Ключевые слова: дыхание почвы, микробная биомасса, торфяно-глеезем, Histic Cryosols, загрязнение наземных экосистем, рекультивация, Большеземельская тундра

DOI: 10.1134/S0032180X19010106

ВВЕДЕНИЕ

Загрязнение почв в результате разливов нефти и нефтепродуктов, в том числе при их транспортировке, является основной экологической проблемой в регионах развития нефтегазовой отрасли [3, 14, 15]. Попадая в почву, нефть и нефтепродукты оказывают токсическое воздействие на растения и животных, а также подавляют активность почвенной микробиоты. В связи с высокой сорбционной емкостью почвы (особенно торфов) по отношению к нефти и ее компонентам, нефтяные углеводороды способны длительное время аккумулироваться, существенно изменяя химические, физические и биологические свойства почв. В течение последнего столетия основные районы нефтедобычи в России переместились на север, что обуславливает высокий риск длительного загрязнения почв, которые из-за суровых биоклиматических условий характеризуются относительно низкой самоочищающей способностью [5, 7, 10]. Наиболее комплексным и объективным показателем, позволяющим оперативно оценить функциональную активность почвенных микробсообществ, является определение дыхательной активности почв [2, 21, 27], при этом считается, что этот показатель косвенно характери-

зует интенсивность микробиологического разложения углеводородов [23].

Применение комплекса механических, физико-химических и агрохимических методов рекультивации нефтезагрязненных почв может приводить к существенному изменению биологической активности почв и способности их микробсообщества осуществлять экосистемные функции, прежде всего, поддерживать круговорот углерода. Не менее важно оценить и степень влияния “старого” углеводородного загрязнения на функционирование микробных комплексов почв.

Целью работы была оценка процессов микробиологической трансформации органического углерода в тундровых почвах, загрязненных нефтью в результате аварийного разлива 1994 г. и рекультивированных разными способами.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводили на территории участка Возей–Головные сооружения (66°25′ с. ш., 67°18′ в. д., Республика Коми), на котором в 1994 г. произошла авария на магистральном трубопроводе с выбросом в окружающую среду от 60 до 270 тыс. т сырой нефти [16]. Работы по рекультивации данной территории проводились разными

Таблица 1. Общая характеристика объектов исследования

№	Вариант рекультивации	Почва/ТПО	Рекультивационные работы	Примечание
1.1	Очистка почвы на установке для твердых нефтешламов и возвращение ее назад	Реплантозем	Боронование, внесение доломитовой муки (1.9 т/га), хлорида калия (0.2 т/га), мочевины (0.35 т/га), высев злаков	Обводнение, близкое к фоновому
1.2				Осушение за счет отсыпки грунта
2	Смыв нефти с поверхности и запахивание оставшейся	Агроторфяно-глеезем типичный (Haplic Cryosols)	Внесение доломитовой муки (1.1 т/га) и азофоски (0.26 т/га)	Растительный покров изрежен
3.1	Замена загрязненного слоя песчаным с размещением на его поверхности осадка сточных вод	Артифимострат	Боронование, внесение доломитовой муки (0.5 т/га) и азофоски (1.38 т/га), высев злаков, высадка сосны	Автоморфная позиция, без растительности
3.2				Автоморфная позиция, с растительностью
3.3				Гидроморфная позиция, без растительности
3.4				Гидроморфная позиция, с растительностью
4	Частичный сбор нефти с поверхности	Глеезем типичный (Haplic Gleysols)	Без внесения удобрений	Пятна нефти на поверхности, органогенный горизонт поврежден

способами, среди которых нами рассмотрены 4 варианта (табл. 1). К настоящему времени ключевые территории прошли все этапы рекультивации.

Почвенный покров фоновой территории представлен торфяно-глееземом перегнойно-торфяным [6] (Histic Cryosols) [20]. Названия техногенных поверхностных образований (ТПО) на рекультивированных участках даны в соответствии с классификацией Почвенного института имени В.В. Докучаева.

Поверхностный слой фоновой почвы представлен торфянистым горизонтом с высоким содержанием общего углерода ($42.0 \pm 2.4\%$), поверхностные слои почв и ТПО на разных участках рекультивации также характеризуются достаточно высоким содержанием $C_{\text{общ}}$ (5–20%). Распределение $C_{\text{общ}}$ по профилю фоновой и рекультивированных почв (вариант 2 и 4) имеет резко убывающий характер. Для ТПО (варианты 1 и 3) распределение общего содержания углерода по профилю более равномерно, что связано с перемешиванием грунта при их формировании.

Для фонового участка характерны низкие (300–500 мг/кг) концентрации углеводородов (УВ) с максимальным содержанием в верхних 20 см торфянистого горизонта, что в большей степени связано с их биогенным происхождением. Все исследованные почвы и ТПО, несмотря на проведенные рекультивационные мероприятия, содержат высокие концентрации УВ нефти. Максимальное содержание УВ в поверхностном слое

отмечено для участков, на которых был проведен только сбор нефти с поверхности (вариант 4) или сбор и запахивание нефти (вариант 2). Запахивание остатков нефти привело к перемещению максимума содержания УВ с поверхностного слоя 0–10 см в нижележащие слои (10–20 см). При сборе нефти без запахивания ее остатков распределение УВ по профилю носит убывающий с глубиной характер. Однако при этом наблюдается неравномерное распределение УВ по площади участка: в микрозападинах формируются нефтяные скопления в виде луж (образуются за счет выдавливания на поверхность нефтесодержащих почвенных вод в холодное время года), содержание УВ в почве под которыми составляет более 60000 мг/кг. Неравномерность микрорельефа приводит к существенному пространственному варьированию суммарного содержания УВ в поверхностных слоях артификаликов (вариант 3). Так, максимальное содержание УВ (5000–29000 мг/кг) зафиксировано для гидроморфных участков по сравнению с участками, занимающими автоморфные позиции (600–5000 мг/кг).

Почва фонового участка бедна минеральными соединениями азота, основной формой N в экстрагируемом пуле является органические соединения. Такое соотношение минеральных и органических форм в экстрагируемом пуле азота в целом характерно для тундровых почв [11]. Проведенные рекультивационные мероприятия, связанные с нарушением торфянистого горизонта и внесением азотных удобрений, привели к изменению экс-

трагируемого пула азота: его общее содержание снижается, однако повышается доля минеральных форм в его составе. Основной формой минерального азота в рекультивированных почвах является аммонийная (содержание до 80 мг/кг), однако при внесении осадка сточных вод повышается доля нитратов (до 7 мг/кг), что связано с их образованием в ходе гетеротрофной нитрификации, условием осуществления которой является наличие достаточного количества $N-NH_4^+$ и органического вещества.

В пределах каждого участка закладывали опорные почвенные разрезы с отбором образцов полойно через каждые 10 см. В данной работе мы рассматриваем результаты, полученные для слоев 0–10, 10–20 и 45–55 см.

Лабильные органические соединения ($C_{экстр}$) экстрагировали 0.05 М K_2SO_4 [8] с последующим определением на автоматическом анализаторе ТОС-V CPN (Shimadzu). Углерод микробной биомассы ($C_{микро}$) определяли методом фумигации-экстракции [26] в модификации [9] как разницу между концентрацией $C_{экстр}$ в фумигированных и нефумигированных навесках почвенного образца.

Базальное дыхание (БД) почвы определяли по продукции $C-CO_2$ после инкубации образцов при 60% ППВ и температуре $+22^\circ C$ в течение 24 ч. Скорость субстрат-индуцированного дыхания (СИД) исследовали аналогичным способом через 3 ч после внесения в почву 0.2 мл 10%-ного раствора глюкозы. Концентрацию выделяющегося $C-CO_2$ определяли на хроматографе Agilent 6890N (Hewlett-Packard, США), снабженного пламенно-ионизационным детектором и метанатором (колонка Supelco 10182004 с внутренним диаметром 3.175 мм и длиной 1828.8 мм, адсорбент – 80/100 Porapak Q, температура термостата колонки – $60^\circ C$, поток газа-носителя (гелия) 20 мл/мин, температура детектора $300^\circ C$, температура заднего порта $375^\circ C$, поток водорода 30 мл/мин, поток воздуха 400 мл/мин, объем вводимой газовой пробы 1 мл).

Субстратный профиль микробных сообществ определяли по продукции $C-CO_2$ после 24 ч инкубации почвы с 1%-ными растворами субстратов разной степени доступности (глюкоза, амилоза, цитрат натрия, лейцин, мочевины, маннит, глицерин, гидрохинон), а также измельченными растительными остатками (годовой опад надземной биомассы кустарника *Empetrum hermaphroditum*, соотношение $C : N = 34$). Количество выделившегося $C-CO_2$ приводили к 1 атому внешнего углерода.

Экстракцию водорастворимого органического вещества (ВОВ) проводили из образцов верхних горизонтов (0–10 см) фоновой почвы, участка, рекультивированного с применением осадка сточ-

ных вод (вариант 3.2) и участка с нефтяным загрязнением (вариант 4) при соотношении почва:раствор 1 : 5. Почвенную суспензию встряхивали на ротаторе в течение часа, после чего центрифугировали (4500 об/мин, 20 мин) и фильтровали через мембранный фильтр (0.45 мкм). Экстракты инокулировали 100 мкл почвенной суспензии (1 : 10), полученной из самих исследуемых горизонтов и инкубировали при постоянном покачивании в течение 42 сут при температуре $+22^\circ C$. На 1, 3, 7, 14, 28 и 42 сутки в пробах определяли концентрацию экстрагируемого органического углерода. Обработка данных проводилась с применением двухкомпонентного уравнения экспоненциальной регрессии первого порядка.

Все определения проводились в трехкратной повторности. В таблицах и на графиках данные приведены как средние величины \pm стандартное отклонение, расчет выполнен на вес абсолютно сухой почвы ($105^\circ C$, 8 ч). При обработке данных использовали статистический пакет программы Microsoft Excel 2007. Корреляционный анализ проводился отдельно для каждого исследованного слоя. Однофакторный дисперсионный анализ (ANOVA) проводился в программе Statistica 13 для данных, полученных для поверхностного слоя.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Содержание лабильного и микробного углерода в почвах при разных способах рекультивации. Поверхностный торфянистый горизонт фоновой почвы характеризуется высоким содержанием экстрагируемого углерода (1405 ± 157 мг/кг). Концентрация $C_{экстр}$ в верхнем слое почв и ТПО при разных вариантах рекультивации значительно ниже фонового уровня и колеблется в пределах 270–800 мг/кг (рис. 1А). Минимальные концентрации $C_{экстр}$ в приурочены к варианту 4 и связаны с удалением большей части органогенного горизонта при сборе нефти, а максимальные характерны для артификальных (вариант 3), сформированных в автоморфных позициях.

В фоновой почве максимум содержания экстрагируемого углерода приурочен к слою 10–20 см, что связано с трансформацией растительных остатков в торфянистом горизонте. Профильное распределение $C_{экстр}$ в рекультивированных почвах носит убывающий характер. Для почвенного слоя 10–20 см все еще можно выделить те же закономерности пространственного распределения лабильного углерода, что и для поверхностного горизонта, однако на глубине 45–55 см существенных различий между почвами разных участков не установлено.

Почвы и ТПО различаются по содержанию $C_{микро}$ (рис. 1Б), при этом существенные различия характерны не только для фоновой и рекультиви-

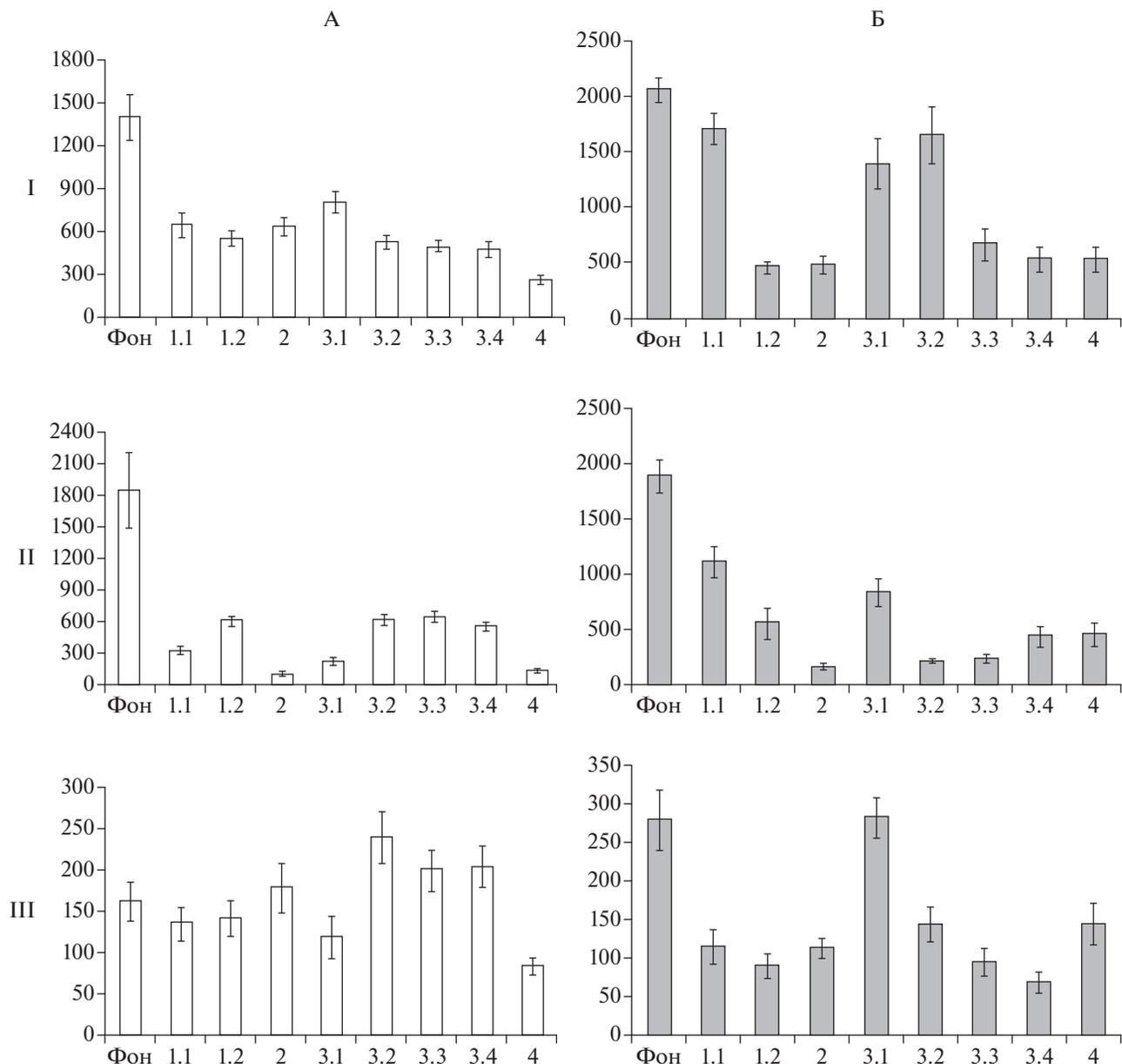


Рис. 1. Содержание (мг/кг) в почвах: А – экстрагируемого углерода; Б – углерода микробной биомассы; слои здесь и на рис. 2: I – 0–10 см; II – 10–20 см; III – 45–55 см.

рованных почв, но и для почв, рекультивированных разными способами. Так, для рекультивированных участков наибольшее содержание $S_{\text{микро}}$ в поверхностном слое характерно для автоморфной серии артифимостратов (варианты 3.1 и 3.2) и реплантозема (вариант 1.1). Высокое содержание $S_{\text{микро}}$ на этих участках связано как с лучшим тепловым и водно-воздушным режимом, предотвращающим застой влаги и обеспечивающим поверхностный и латеральный отток УВ, так и с внесением в почву органического субстрата (артифимостраты) или минеральных удобрений (реплантозем). Основная часть микробного углерода в исследованных почвах и ТПО сосредоточена в

верхних 20 см, в дальнейшем значение этого показателя резко убывает с глубиной.

Показатели почвенного дыхания. Способ рекультивации территории оказывает значительное влияние на интенсивность базального дыхания микробных сообществ (рис. 2А). Большинство почв характеризуется низкими значениями БД, при этом почвы и ТПО, сформированные в автоморфных позициях, имеют большие показатели респираторной активности. Полученные нами данные позволяют заключить, что интенсивность минерализации органического вещества почв находится приблизительно на одинаковом уровне при всех вариантах рекультивации, но при этом

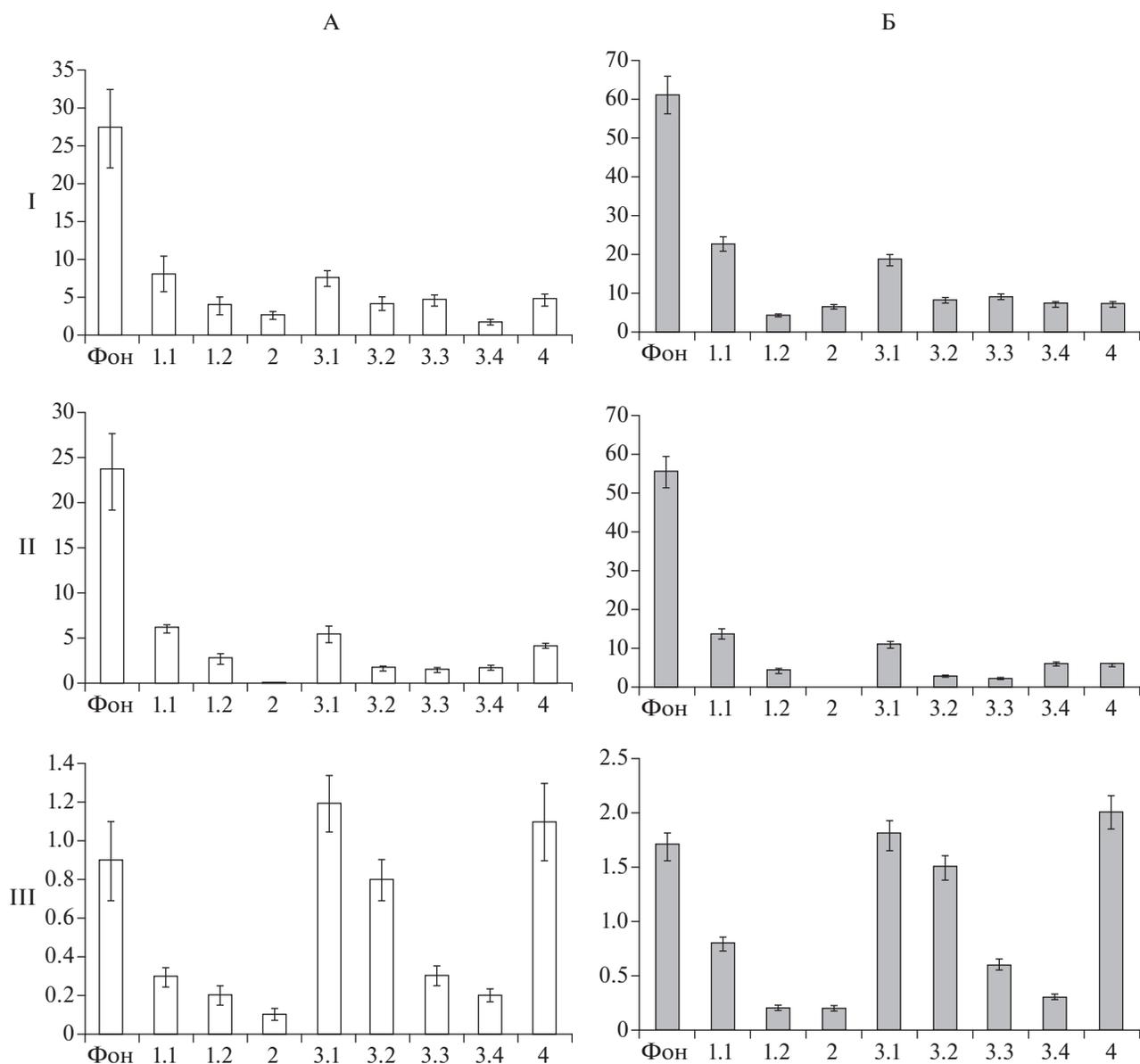


Рис. 2. Показатели микробиологической трансформации соединений углерода: А – базальное дыхание, мкг С-СО₂/г·час; Б – субстрат-индуцированное дыхание, мкг С-СО₂/г·час.

минерализация органического вещества статистически достоверно меньше, чем в фоновой почве и зависит от положения почвы в рельефе. Указанные закономерности характерны не только для поверхностного слоя 0–10 см, но и для слоя 10–20 см, однако с увеличением глубины происходит резкое снижение БД. Для поверхностного слоя почв и ТПО показатель базального дыхания коррелирует с содержанием в почве общего ($r = 0.834$, $p < 0.05$) и экстрагируемого ($r = 0.864$, $p < 0.05$) углерода, статистически достоверной корреляции величины базального дыхания с содержанием в почве УВ не выявлено. Однофакторный дисперсионный анализ также показал отсутствие статистиче-

ски достоверной разницы базального дыхания почв с низким, средним и высоким содержанием УВ ($F = 3.24$, $p = 0.540$, $F_{\text{крит}} = 3.34$). Известно, что свежее нефтяное загрязнение может усилить почвенное дыхание [2, 4]. Через 20 лет после поступления УВ в почву их биологическое воздействие на микробные сообщества существенно снизилось, что связано как с испарением и биодegradацией наиболее токсичных *n*-алканов, так и с изменением структуры самих микробных сообществ.

Минерализационный потенциал микробной биомассы, определяемый по интенсивности СИД, в фоновой почве в 2–4 раза больше по сравнению

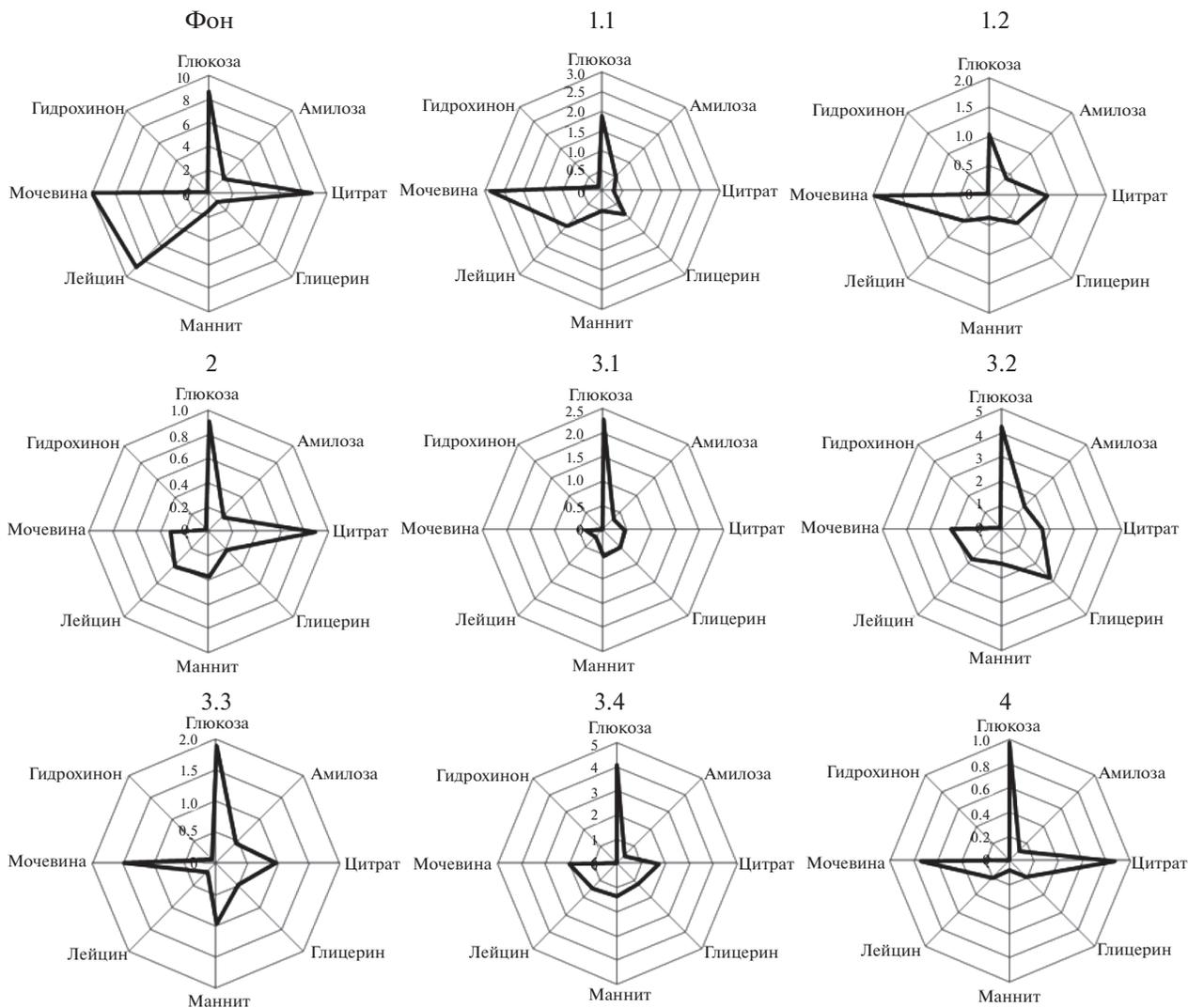


Рис. 3. Спектры потребления субстратов микроорганизмами поверхностного (0–10 см) слоя почв и ТПО, $\text{мкг C-CO}_2/(\text{г}\cdot\text{час}\cdot\text{C}_{\text{субстрата}})$

с рекультивированными участками (рис. 2В). Для почв, рекультивированных разными способами этот показатель в целом находится на примерно одинаковом уровне. Следует отметить, что микробные сообщества автоморфных вариантов почв (1.1, 3.1) обладают существенно большим минерализационным потенциалом по сравнению с гидроморфными аналогами (1.2, 3.3), что связано с их формированием при более благоприятном воздушно-водном режиме и лучшим прогревом поверхности почвы на автоморфных участках. Эти факторы обеспечивают развитие большего по сравнению с гидроморфными аналогами пула микроорганизмов (показатели $S_{\text{микр}}$ и БД – рис. 1Б и 2А), а также определяют лучшие условия для образования низкомолекулярных органических соединений ($S_{\text{экстр}}$ – рис. 1А). Показатель СИД в образцах поверхностных слоев коррелирует с со-

держанием в почве общего ($r = 0.833, p < 0.05$), экстрагируемого ($r = 0.874, p < 0.05$) и микробного ($r = 0.857, p < 0.05$) углерода, статистически достоверной корреляции СИД с содержанием в почве УВ не выявлено. Однофакторный дисперсионный анализ также показал отсутствие статистически достоверной разницы СИД в почвах с низким, средним и высоким содержанием УВ ($F = 3.55, p = 0.065, F_{\text{крит}} = 3.34$).

Способность микробных сообществ почв к разложению субстратов и растительных остатков. Наиболее интенсивное потребление субстратов выявлено для поверхностных (0–10 см) слоев почв и ТПО (рис. 3). При этом наибольшим разнообразием потребляемых субстратов характеризуется микробценоз фоновой почвы, что связано с его более сложной функциональной структурой. Для фоновой почвы характерно не только интенсивное по-

Таблица 2. Минерализация (мкг С-СО₂/г час С_{субстрата}) годовичного опада надземной биомассы *Empetrum hermaphroditum* в почвах

Вариант рекультивации	Минерализация		
	0–10	10–20	45–55
Фон	1.73 ± 0.20	0.53 ± 0.10	0.08 ± 0.01
1.1	0.26 ± 0.05	0.19 ± 0.03	0.10 ± 0.03
1.2	0.17 ± 0.03	0.16 ± 0.02	0.11 ± 0.03
2	0.17 ± 0.03	0.08 ± 0.01	0.02 ± 0.01
3.1	0.12 ± 0.03	0.10 ± 0.02	0.04 ± 0.01
3.2	0.56 ± 0.08	0.26 ± 0.08	0.07 ± 0.01
3.3	0.25 ± 0.03	0.11 ± 0.02	0.05 ± 0.01
3.4	0.26 ± 0.05	0.18 ± 0.03	0.06 ± 0.01
4	0.10 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.04 ± 0.01

ребление простых субстратов (глюкоза, цитрат натрия), но и более сложных (гидрохинон), а также полимеров (амилоза). Для фоновой почвы характерно интенсивное потребление азотсодержащих субстратов (лейцин, мочевины), что свидетельствует о слабой насыщенности микробной биомассы азотом (соотношение С : N в микробной биомассе 12–14).

Для рекультивированных почв и ТПО характерно менее интенсивное потребление субстратов микроорганизмами, что связано как со снижением содержания С_{микр} в поверхностных слоях рекультивированных почв (рис. 1Б), так и изменением структуры микробного сообщества после рекультивации. Однофакторный дисперсионный анализ показал отсутствие статистически достоверной разницы скорости потребления субстратов в почвах с низким, средним и высоким содержанием УВ. При этом все рекультивированные почвы характеризуются крайне низкой скоростью минерализации сложных для потребления субстратов (гидрохинон), а также значительным снижением потребления полимеров (амилоза). Уменьшение интенсивности потребления субстратов микроорганизмами свидетельствует о снижении способности микробоценоза разлагать нефтепродукты, так как их окисление происходит в том числе за счет микроорганизмов, потребляющих углерод из углеводов, спиртов, жирных кислот и других органических соединений [13]. Кроме того, спирты и карбоновые кислоты являются продуктами окисления *n*-алканов, а двухатомные фенолы – промежуточным продуктом аэробной деградации ароматических УВ [18]. Сниженное потребление продуктов деградации УВ смещает химическое равновесие в почвах и ингибирует окисление нефтепродуктов.

Способность разлагать растительные остатки в рекультивированных почвах по сравнению с фо-

ном значительно сокращается (табл. 2). Максимальная скорость минерализации растительных остатков приурочена к поверхностному слою (0–10 см) и в большей степени коррелирует с содержанием общего ($r = 0.900, p < 0.05$) углерода. Для реплантоземов (варианты 1.1 и 1.2) наблюдается слабая дифференциация способности к минерализации по профилю, что связано с их формированием в результате перемешивания почвенных масс и равномерным распределением общего углерода по профилю. Максимальные для рекультивированных почв и ТПО показатели минерализационной способности характерны для автоморфных участков (варианты 1.1 и 3.2).

Снижение скорости минерализации органического вещества почв и ТПО рекультивированных участков свидетельствует о недостаточном стимулировании их естественного микробного сообщества в результате проведенных агротехнических мероприятий (табл. 1). Дальнейшие действия по восстановлению этих участков могут быть направлены как по пути биостимуляции, так и биоаугментации. Известно, что эффективность работы естественного микробного сообщества в бедных минеральными элементами почвах (в том числе тундровых) существенно повышается при внесении удобрений, содержащих азот, фосфор и калий [17, 19, 22, 24, 25]. Однако при этом необходимо проведение дополнительных исследований для выявления оптимальных доз внесения удобрений, так как высокие дозы азота и фосфора могут ингибировать микробоценоз [1, 22]. В работе [12] показано положительное влияние биоаугментации нефтезагрязненных тундровых почв несколькими адаптированными к почвенно-климатическим условиям севера европейской территории России микробиологическими препаратами на биодеградацию УВ и восстановление экосистемы.

Разложение водорастворимого органического вещества. Фоновая почва характеризуется высоким содержанием ВОВ (630 ± 95 мг/кг). Нарушение поверхностного органогенного горизонта тундровой почвы и замена ее песчаным слоем с осадком сточных вод (ОСВ) приводит к существенному снижению концентрации ВОВ до 61 ± 12 мг/кг. Нефтяное загрязнение почвы и связанное с ним угнетение растений и микроорганизмов, а также повреждение органогенного поверхностного горизонта при удалении нефти с поверхности (вариант 4) также приводит к существенному снижению концентрации ВОВ (до 28 ± 5 мг/кг).

Скорость разложения ВОВ во всех вариантах опыта была относительно высокой в первые 7 сут инкубации и значительно снизилась в дальнейшем (рис. 4). При этом в вытяжке из поверхностного горизонта фоновой почвы минерализовалось 60% С, в вытяжке из почвы, рекультивированной с применением осадка сточных вод –

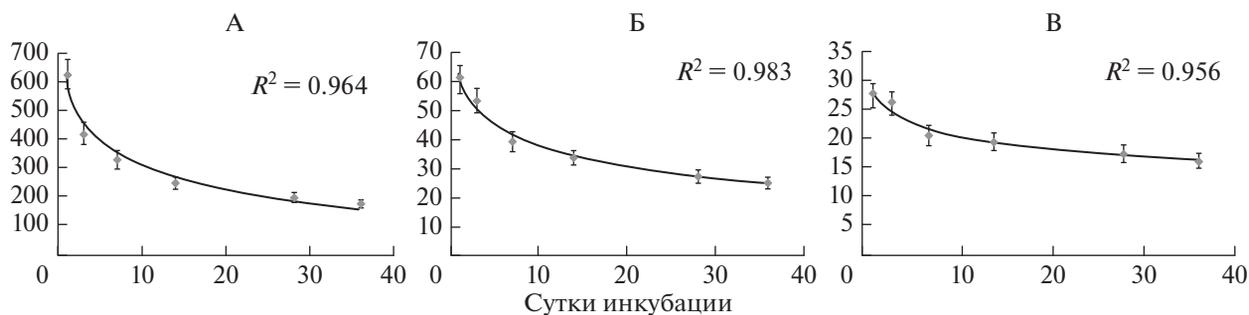


Рис. 4. Динамика биодеструкции (мг/кг) водорастворимого органического вещества: А – фоновая почва; Б – рекультивация с использованием осадка сточных вод (вариант 3.2); В – сбор нефти с поверхности (вариант 4).

36% С, а в нефтезагрязненной почве – 25% углерода ВОВ. Полученное уравнение кинетики биодеструкции показывает, что ВОВ почв состоит из двух пулов, различных по константе разложения (k) и времени разложения органического вещества (MRT). Для “быстрого” пула ВОВ характерно увеличение времени MRT и, соответственно, снижение константы k в 1.3 раза при загрязнении нефтепродуктами и в 1.1 раза при рекультивации ОСВ. “Медленный” пул ВОВ проявляет большие различия в своих характеристиках по сравнению с “быстрым” пулом. Так, в контроле величина MRT “медленного” пула составляет 42 дня, увеличиваясь до 58 дней при рекультивации с применением осадка сточных вод и до 253 дней при нефтяном загрязнении.

Таким образом, рекультивация нефтезагрязненных тундровых почв приводит к снижению содержания ВОВ в поверхностном горизонте за счет нарушения торфянистого горизонта. Формирующиеся после рекультивации микробоценозы почв в меньшей степени способны метаболизировать ВОВ по сравнению с микробным сообществом фоновой почвы. В наибольшей степени различия между фоном и рекультивированными участками проявляется при разложении “медленного” пула ВОВ, что приводит к замедлению скорости оборачиваемости углерода в почве.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Несмотря на проведенные рекультивационные мероприятия, почвы характеризуются высокой концентрацией УВ. Однако статистически достоверного воздействия их остаточных количеств на показатели респираторной активности почв и ТПО не выявлено. Содержание углерода микробной биомассы и биологическая активность почв с разным уровнем остаточного содержания УВ в наибольшей степени связана с концентрацией общего и лабильного углерода. За 20 лет после аварийного разлива нефти микробоценоз адаптировался, но произошло упрощение его функцио-

нальной структуры, что отражается на снижении скорости разложения растительных остатков и деструкции водорастворимого органического вещества почв.

Благодарность. Работа выполнена при поддержке гранта Президента Российской Федерации (проект № МК-1996.2017.5). Авторы благодарят заведующего кафедрой общего почвоведения МГУ д. б. н. М.И. Макарова за предоставленную возможность определения углерода в вытяжках из почвы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алексеева Т.П., Бурмистрова Т.И., Стахина Л.Д., Терещенко Н.Н. Эффективность мелиорантов на основе активированного торфа для восстановления нефтезагрязненных почв // Вестник Томского гос. ун-та. Биология. 2013. № 2. С. 43–51.
2. Вершинин А.А., Петров А.М., Акайкин Д.В., Игнатьев Ю.А. Оценка биологической активности дерново-подзолистых почв разного гранулометрического состава в условиях нефтяного загрязнения // Почвоведение. 2014. № 2. С. 250–256. doi 10.7868/S0032180X14020130
3. Геннадиев А.Н., Пиковский Ю.И. Карты устойчивости почв к загрязнению нефтепродуктами и полициклическими ароматическими углеводородами: метод и опыт составления // Почвоведение. 2007. № 1. С. 80–92.
4. Киреева Н.А., Водопьянов В.В., Мифтахова А.М. Биологическая активность нефтезагрязненных почв. Уфа: Гилем, 2001. 376 с.
5. Киреева Н.А., Рафикова Г.Р., Шемелинина Т.Н., Маркарова М.Ю. Биологическая активность загрязненных нефтью и рекультивируемых торфяно-глеевых почв Республики Коми // Агрехимия. 2008. № 8. С. 68–75.
6. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
7. Кураков А.В., Ильинский В.В., Котелевцев С.В., Садчиков А.П. Биоиндикация и реабилитация экосистем при нефтяных загрязнениях. М.: Графикаон, 2006. 336 с.

8. Макаров М.И., Шулева М., Малышева Т.И., Меньяло О.В. Растворимость лабильных форм азота и углерода почв в K_2SO_4 разной концентрации // Почвоведение. 2013. № 4. С. 408–413. doi 10.7868/S0032180X13040096
9. Макаров М.И., Мулюкова О.С., Малышева Т.И., Меньяло О.В. Влияние высушивания образцов горно-луговых альпийских почв на процессы трансформации соединений азота и углерода // Почвоведение. 2013. № 7. С. 850–859. doi 10.7868/S0032180X1307006X
10. Маркарова М.Ю. Использование углеводородокисляющих бактерий для восстановления нефтезагрязненных земель в условиях Крайнего Севера. Дис. ... канд. биол. н. Пермь, 1999. 156 с.
11. Маслов М.Н., Макаров М.И. Трансформация соединений азота в тундровых почвах Северной Фенноскандии // Почвоведение. 2016. № 7. С. 813–821. doi 10.7868/S0032180X16070078
12. Мелехина Е.Н., Маркарова М.Ю., Щемелинина Т.Н., Анчугова Е.М., Канев В.В. Восстановительные сукцессии биоты в торфяной почве с нефтяным загрязнением при различных методах биологической рекультивации // Почвоведение. 2015. № 6. С. 740–750. doi 10.7868/S0032180X15060076
13. Милько Е.С., Егоров Н.С. Гетерогенность популяции бактерий и процесс диссоциации. М.: Изд-во МГУ, 1991. 141 с.
14. Пиковский Ю.И., Геннадиев А.Н., Чернянский С.С., Сахаров Г.Н. Проблема диагностики и нормирования загрязнения почв нефтью и нефтепродуктами // Почвоведение. 2003. № 9. С. 1132–1140.
15. Тарабукина Н.П., Саввинов Д.Д., Неустроев М.М., Степанова А.М., Неустроев М.П., Сазонов Н.Н., Парникова С.И. Экологическая оценка и биоремедиация нефтезагрязненных мерзлотных почв Якутии. Новосибирск: Изд. АНС “СибАК”, 2017. 136 с.
16. Экологическое нормирование и управление качеством почв и земель. М.: Изд-во НИИ-Природа, 2013. 310 с.
17. Asquith E.A., Geary P.M., Nolan A.L. Comparative bioremediation of petroleum hydrocarbon-contaminated soil by biostimulation, bioaugmentation and surfactant addition // J. of Environmental Science and Engineering. 2012. V. 1. P. 637–650.
18. Bioremediation of Petroleum Hydrocarbons in Cold Regions. Cambridge University Press, 2008. P. 273.
19. Chang W., Dyen M., Spagnuolo L., Simon Ph., Whyte L., Ghoshal S. Biodegradation of semi- and non-volatile petroleum hydrocarbons in aged, contaminated soils from a sub-Arctic site: Laboratory pilot-scale experiments at site temperatures // Chemosphere. 2010. V. 80. P. 319–326.
20. IUSS Working Group WRB. 2006. World reference base for soil resources. World Soil Resources Reports № 103. FAO, Rome. 2006.
21. Margesin R., Zimmerbauer A., Schinner F. Monitoring of bioremediation by soil biological activities // Chemosphere. 2000. V. 40(4). P. 339–346.
22. Mohn W.W., Stewart G.R. Limiting factors for hydrocarbon biodegradation at low temperature in Arctic soils // Soil Biol. Biochem. 2000. V. 32. P. 1161–1172.
23. Oh Y.-S., Choi W.-Y., Lee Y.-H., Choi S.-C., Kim S.-J. Biological treatment of oilcontaminated sand: comparison of oil degradation based on thin-layer chromatography/flame ionization detector and respirometric analysis // Biotechnol. Lett. 2002. V. 22. P. 595–598.
24. Ramirez M.E., Zapfen B., Zegarra H.G., Rojas N.G., Fernandez L.C. Assessment of hydrocarbon biodegradability in clayed and weathered polluted soils // International Biodeterioration and Biodegradation. 2009. V. 63. P. 347–353.
25. Sanscartier D., Laing T., Reimer K., Zeeb B. Bioremediation of weathered petroleum hydrocarbon soil contamination in the Canadian High Arctic: Laboratory and field studies // Chemosphere. 2009. V. 77. P. 1121–1126.
26. Vance E.D., Brookes P.C., Jenkinson D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C // Soil Biol. Biochem. 1987. V. 19. P. 703–707.
27. Wolińska A., Kuźniar A., Szafranek-Nakonieczna A., Jastrzębska N., Roguska E., Stepniewska Z. Biological activity of autochthonic bacterial community in oil-contaminated soil // Water Air Soil Pollut. 2016. V. 227. P. 130.

Microbiological Transformation of Organic Matter in Oil-Polluted Tundra Soils after Their Reclamation

M. N. Maslov^{a,*}, O. A. Maslova^a, and Z. S. Ezhelev^a

^aLomonosov Moscow State University, Russia, 119991, Moscow

*e-mail: maslov.m.n@yandex.ru

The influence of oil pollution caused by the accident of 1994 on the biological activity of Histic Cryosols is considered. Despite the use of complex mechanical (oil removal), physicochemical (washing on special devices), and agrotechnical (fertilization, plowing, grass sowing) reclamation techniques, the residual content of oil hydrocarbons in the soils can reach high values. The disturbance of the natural peat soil horizon during the reclamation procedures reduces the respiratory activity, as well as the potential rate of consuming the substrates, plant residues and water-soluble organic matter, which decreases the carbon cycle rate.

Keywords: soil respiration, microbial biomass, Histic Cryosols, pollution of terrestrial ecosystems, rehabilitation