

ИЗМЕНЕНИЕ ФЕРМЕНТАТИВНОЙ АКТИВНОСТИ ПОЧВ В ЧЕРНОЗЕМЕ ВЫЩЕЛОЧЕННОМ ПРИ ПИРОГЕННОМ ВОЗДЕЙСТВИИ

Т. А. Девятова, Ю. С. Горбунова

Воронежский государственный университет

Поступила в редакцию 19.03.2012 г.

Аннотация. Основным последствием воздействия лесных пожаров на почвы является потеря органического вещества, снижение содержания соединений азота и увеличение содержания зольных элементов (P_2O_5 , K_2O). В черноземе выщелоченном при пирогенном воздействии наблюдается снижение ферментативной активности почв (ФАП) в верхнем горизонте, что связано со сгоранием гумуса и, как следствие, отсутствием субстрата для жизнедеятельности почвенных микроорганизмов.

Ключевые слова: чернозем выщелоченный, ферментативная активность почв, лесной пожар, бор, березняк, гумус.

Abstract. The basic consequence of influences of forest fires on a soils it is losses of organic substance, decrease in the maintenance connections of nitrogen and increase in the maintenance of cindery elements (P_2O_5 , K_2O). In chernozem leaching at pyrogenic influence decrease enzyme activity of soils (EAS) in the top horizon that is connected with combustion of humus and as consequence, absence of a substratum for ability to live of soil microorganisms is observed.

Keywords: chernozem leaching, enzyme activity of soils, forest fire, a pine forest, a birch forest, humus.

ВВЕДЕНИЕ

Лесные пожары — регулярно повторяющееся природное явление, нарушающее естественное равновесие между отдельными компонентами биогеоценоза, влияющее на тип растительности, динамику растительных ассоциаций, состояние и динамику почвы. Это один из важных экологических факторов, определяющих динамику многих наземных экосистем. В России только на особо охраняемых территориях площадь лесов, подвергшихся пожарам в настоящее время составляет 75 % лесного фонда. Ежегодно возникает до 30 тыс. лесных пожаров, повреждающих леса на площади от 2 до 5 млн. га. Ежегодные площади погибающих от огня древостоев могут составлять не менее одного млн. га [1, 2]. В 2010 г. только на территории Европейской России площадь лесных пожаров превысила 8 млн. га [1].

Для диагностики деградации почвы в результате лесных пожаров можно использовать показатели уровня ферментативной активности почвы. Определение ферментативной активности почвы позволяет судить об интенсивности и направленности биохимических процессов, протекающих в почве, дает возможность составить представление о некоторых специфических особенностях почвы при определении степени ее антропогенной транс-

формации, характеристике почвенных горизонтов [3]. Уровень и соотношение активности ферментов определяется химическим и гранулометрическим составом почвы, степенью насыщенности основаниями, кислотностью и ее природой. Все это имеет важное значение в оценке влияния пирогенного воздействия на почву. Также, следует помнить, что ФАП является достаточно чувствительным показателем биогенности почв, отражающим функциональное состояние микроорганизмов.

Целью работы является изучение изменения ФАП под влиянием лесного пожара и выявление возможности биодиагностики трансформации химических и физико-химических свойств почв после пирогенного воздействия.

В задачи исследований входило: заложение почвенных разрезов и их морфологическое описание; определение основных химических и физико-химических показателей изучаемых почв [4]; определение ФАП (каталазной, инвертазной, уреазной и фосфатазной активности) [5], вариационно-статистическая обработка полученных результатов с использованием программ Stadia и Microsoft Excel, и их сравнительный анализ.

МЕТОДИКА ЭКСПЕРИМЕНТА

Объектом исследования является чернозем выщелоченный среднегумусный среднемощный суглинистый на покровном карбонатном суглинке,

расположенный на территории Задонского района Липецкой области вблизи населенного пункта Кашары. В качестве фонового участка изучались идентичные черноземы выщелоченные под бором и лиственным лесом, расположенные на удалении 3,5 км от пирогенного воздействия (лесной пожар). Под фоновыми почвами мы подразумеваем почвы идентичные по строению и свойствам исследуемым, но не подвергавшиеся влиянию лесного пожара.

Отбор почвенных образцов проводился послойно, каждые 10 см до глубины 50 см. В почвенных образцах определялись основные химические и физико-химические свойства по общепринятым методикам [4]. Активность инвертазы определялась методом А. Ш. Галстяна, активность каталазы определялась газометрическим методом А. Ш. Галстяна, активность уреазы определялась колориметрическим методом А. Ш. Галстяна в модификации Ф. Х. Хазиева, активность фосфатазы определялась колориметрическим методом А. Ш. Галстяна и

Э. А. Арутюнян [5]. Вариационно-статистическая обработка полученных данных проводилась с использованием программ Stadia и Microsoft Excel.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Важнейший экологический эффект от пожаров — потери органического вещества экосистемой, в том числе потери органического вещества почвы. В исследованных пирогенных почвах выявлена тенденция к снижению содержания гумуса в слое 0—10 см. Максимальные потери установлены в черноземе выщелоченном, расположенном в бору на 27,1 % (на фоновом участке содержание гумуса составляет 6,08 %, на территории, подвергшейся воздействию огня — 4,43 %). В черноземе выщелоченном, расположенном в лиственном лесу содержание гумуса в пирогенных почвах снизилось на 23,1 % (изначальное содержание гумуса составляло 6,40 %, после воздействия огня — 4,92 %) (табл. 1, 4). Нами установлено, что особенно актив-

Таблица 1

Химические и физико-химические показатели чернозема выщелоченного (фоновая почва)

Чернозем выщелоченныйсреднегумусный среднесиловый суглинистый (бор)									
Глубина, см	рН водн.	Ca ²⁺ +Mg ²⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Н ⁺	Гу- мус, %	Подвижные		
							N	P ₂ O ₅	K ₂ O
		ммоль(экв)/100 г почвы					мг/100 г почвы		
0—10	6,01	37,6	32,3	5,30	2,69	6,08	24,1	7,78	18,5
10—20	6,04	36,4	31,1	5,25	2,25	5,24	21,5	7,23	18,2
20—30	6,29	35,2	30,0	5,17	1,83	3,97	17,2	6,69	17,5
30—40	6,40	34,2	29,2	4,96	1,57	3,37	11,4	5,85	16,9
50—60	6,56	32,3	27,6	4,72	1,28	2,89	8,48	5,53	15,7
70—80	6,98	31,2	26,9	4,34	0,26	1,62	1,60	5,31	14,0
90—100	7,31	30,2	26,3	3,93	—	0,54	—	5,29	13,4
110—120	7,46	29,9	26,0	3,87	—	0,49	—	5,23	12,7
140—150	7,54	29,7	25,8	3,85	—	0,26	—	5,22	10,8
Чернозем выщелоченный среднегумусный среднесиловый суглинистый (березняк)									
Глубина, см	рН водн.	Ca ²⁺ +Mg ²⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Н ⁺	Гу- мус, %	Подвижные		
							N	P ₂ O ₅	K ₂ O
		ммоль(экв)/100 г почвы					мг/100 г почвы		
0—10	6,47	38,7	33,2	5,46	1,45	6,40	25,4	8,56	18,7
10—20	6,59	37,2	31,9	5,32	1,26	5,54	22,7	7,83	18,3
20—30	6,72	35,4	30,3	5,13	1,13	4,13	17,4	7,19	17,5
30—40	6,78	34,3	29,2	5,04	1,09	3,46	11,5	6,48	16,8
50—60	6,85	32,2	27,5	4,73	0,86	2,91	8,49	5,92	15,7
70—80	6,98	31,4	27,1	4,34	0,25	1,63	1,63	5,30	14,1
90—100	7,30	30,6	26,7	3,92	—	0,52	—	5,29	13,5
110—120	7,45	29,9	26,0	3,85	—	0,48	—	5,24	12,7
140—150	7,54	29,5	25,7	3,83	—	0,25	—	5,22	10,8

Таблица 2

Статистические показатели физико-химических свойств чернозема выщелоченного (пирогенная почва)

Глубина, см	n	pH _{водн.}	H ⁺	Ca ²⁺ +Mg ²⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
			ммоль(экв)/100 г почвы			
		$\bar{x} \pm s_x$				
Чернозем выщелоченныйсреднегумусный среднесиловый суглинистый (бор)						
0—10	9	7,21±0,008	—	39,2±0,148	33,9±0,137	5,26±0,007
10—20	9	6,54±0,008	1,29±0,008	37,1±0,206	31,9±0,198	5,20±0,016
20—30	9	6,32±0,006	1,74±0,018	35,2±0,174	30,2±0,158	5,04±0,019
30—40	9	6,47±0,005	1,43±0,012	34,1±0,244	29,2±0,217	4,93±0,025
40—50	9	6,51±0,004	1,33±0,005	32,9±0,127	28,2±0,113	4,73±0,025
Чернозем выщелоченный среднегумусный среднесиловый суглинистый (березняк)						
0—10	9	7,50±0,008	—	40,6±0,065	35,2±0,065	5,40±0,010
10—20	9	6,97±0,009	0,33±0,030	38,5±0,058	33,1±0,058	5,38±0,007
20—30	9	6,75±0,006	1,11±0,005	35,7±0,082	30,5±0,066	5,17±0,024
30—40	9	6,79±0,004	1,04±0,011	34,1±0,196	28,9±0,089	4,95±0,007
40—50	9	6,84±0,004	0,90±0,014	32,5±0,113	27,7±0,099	4,75±0,021

ны процессы потери гумуса при выгорании подстилки (опада) и верхнего гумусового горизонта.

Пирогенный фактор оказал влияние на содержание обменных катионов, в сторону их увеличения, что связано с поступлением золы на поверхность почвы, особенно в почвах расположенных в лиственном лесу. Их содержание в слое 0—10 см возросло на 4,9 % относительно фоновых почв (от 38,7 ммоль(экв)/100 г почвы до 40,6 ммоль(экв)/100 г). В бору наблюдается та же закономерность. В верхнем слое почвы их содержание увеличивается на 4,1 % относительно фоновых почв (от 37,6 ммоль(экв)/100 г почвы до 39,2 ммоль(экв)/100 г почвы). Содержание катионов Ca²⁺ выше в пирогенных почвах березняка — 35,2 ммоль(экв)/100 г почвы в слое 0—10 см, вниз по профилю происходит закономерное уменьшение содержания катионов Ca²⁺ до 27,7 ммоль(экв)/100 г почвы в слое 40—50 см. Увеличение в содержании катионов Ca²⁺ можно объяснить тем, что содержание СаО в золе достигает 20—30 % [4]. Реагируя с водой, СаО превращается в Са(ОН)₂ — сильное основание, сорбирующее СО₂ из воздуха; в итоге образуется СаСО₃. Максимальное содержание катионов Mg²⁺ отмечается в слое 0—10 см в черноземе выщелоченном расположенном в лиственном лесу (пирогенная почва) и составляет 5,40 ммоль(экв)/100 г почвы с глубиной их содержание уменьшается до 4,75 ммоль(экв)/100 г почвы в слое 40—50 см (табл. 2).

Установлена тенденция к росту значений рН в почвах после пожара. Произошло смещение показателя рН от 6,01 к нейтральному диапазону 7,21 на глубине 0—10 см в черноземе выщелоченном расположенном под бором. Под лиственным лесом на фоновом участке чернозем выщелоченный с поверхности имеет слабокислую реакцию — 6,47, после пирогенного воздействия реакция среды стала нейтральной — 7,50 (табл. 1, 2). Это объясняется тем, что зольные водорастворимые соединения, проникая в почву, насыщают поглощающий комплекс щелочноземельными элементами и вызывают сдвиг реакции среды к нейтральному диапазону.

На пирогенных почвах мы наблюдали снижение гидролитической кислотности, особенно в верхней части почвенного профиля по сравнению с нетронутой пожаром почвой. В черноземе выщелоченном в слое 0—10 см и под бором, и под лиственным лесом после пирогенного воздействия гидролитическая кислотность нами не была обнаружена (табл. 1, 2).

Степень насыщенности основаниями в черноземе выщелоченном как под бором, так и под лиственным лесом после воздействия огня возросла в слое 0—10 см на 7,2 % и на 3,7 % соответственно (табл. 3).

Содержание щелочногидролизующего азота в пирогенных почвах под бором в слое 0—10 см уменьшилось на 24,5 % по сравнению с фоновыми

почвами (от 24,1 мг/100 г до 18,2 мг/100 г), под листовым лесом на 26,8 % (от 25,4 мг/100 г до 18,6 мг/100 г), это связано с тем, что при температурах около 500° С большая часть органических соединений азота сгорает (табл. 1, 4) [6].

После пожара содержание P_2O_5 в черноземе выщелоченном под бором увеличилось на 12,1 % по сравнению с фоновыми почвами (от 7,78 мг/100 г почвы до 8,72 мг/100 г почвы). В черноземе выщелоченном расположенном под листовым лесом произошло увеличение в содержании P_2O_5 на 11,4 % (от 8,56 мг/100 г почвы до 9,54 мг/100 г почвы) (табл. 1, 4).

После пирогенного воздействия содержание K_2O в черноземе выщелоченном под бором увели-

чилось на 3,78 % по сравнению с фоновыми почвами (от 18,5 мг/100 г почвы до 19,2 мг/100 г почвы), а под листовым лесом произошло увеличение в содержании K_2O на 4,28 % (от 18,7 мг/100 г почвы до 19,5 мг/100 г почвы) (табл. 1, 4). Наблюдаемое увеличение в концентрации P_2O_5 и K_2O в пирогенных почвах произошло из-за большего их содержания в образовавшейся после лесного пожара золе.

Каталаза катализирует реакцию разложения перекиси водорода на воду и молекулярный кислород. Активность каталазы в верхнем слое изучаемых черноземов выщелоченных в бору (фоновые почвы) составляет 4,35 мл O_2 за 1 мин на 1 г почвы, в березняке — 4,42 мл O_2 за 1 мин на 1 г почвы

Таблица 3

Степень насыщенности ППК основаниями (Е — %)

Почва	Слой почвы, см				
	0—10	10—20	20—30	30—40	40—50
Чернозем под бором (фон)	93,3	94,2	95,1	95,6	95,9
Чернозем под березняком (фон)	96,4	96,7	96,9	96,4	97,6
Чернозем под бором (пирогенный)	100	96,6	95,3	96,0	96,1
Чернозем под березняком(пирогенный)	100	99,2	96,8	97,0	97,3

Таблица 4

Статистические показатели химических свойств пирогенных почв

Глубина, см	n	Гумус, %	Подвижные		
			N	P ₂ O ₅	K ₂ O
			мг/100 г почвы		
		$\bar{x} \pm s_x$			
чернозем выщелоченный среднегумусный среднемощный суглинистый (бор)					
0—10	9	4,43±0,006	18,2±0,089	8,72±0,008	19,2±0,041
10—20	9	4,68±0,009	20,8±0,071	6,94±0,007	18,8±0,029
20—30	9	3,82±0,004	16,6±0,041	6,74±0,019	18,0±0,048
30—40	9	3,34±0,009	11,3±0,024	5,89±0,011	17,1±0,041
40—50	9	2,93±0,005	9,35±0,004	5,71±0,020	16,6±0,036
чернозем выщелоченный среднегумусный среднемощный суглинистый (березняк)					
0—10	9	4,92±0,009	18,6±0,082	9,54±0,017	19,5±0,087
10—20	9	5,25±0,008	19,9±0,075	8,17±0,010	18,5±0,051
20—30	9	4,09±0,007	16,5±0,058	7,30±0,011	17,4±0,108
30—40	9	3,42±0,006	10,5±0,079	6,48±0,015	16,6±0,063
40—50	9	3,07±0,005	10,1±0,044	6,40±0,009	15,7±0,097

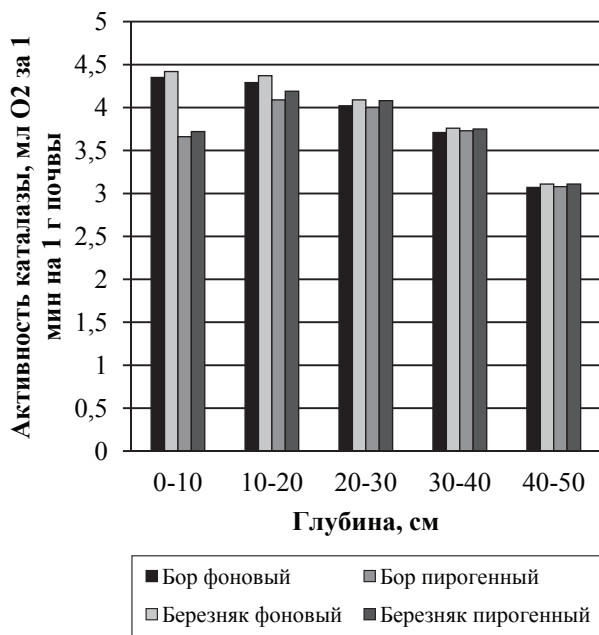


Рис. 1. Распределение активности каталазы в черноземыщелоченном

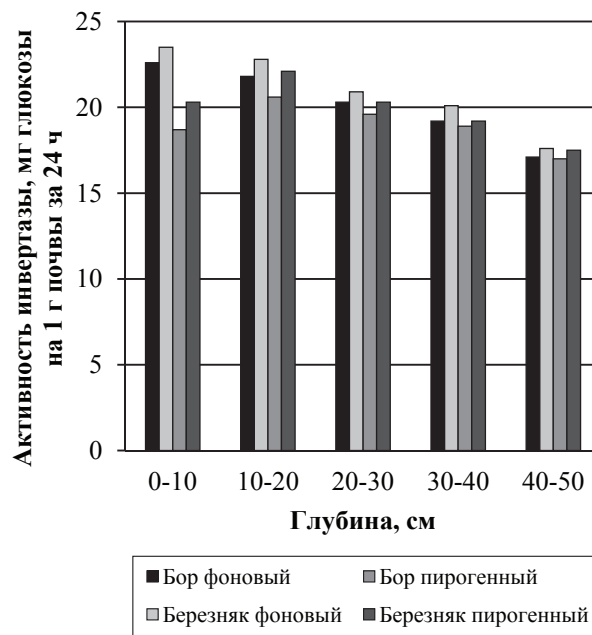


Рис. 2. Распределение активности инвертазы в черноземе выщелоченном

(рис. 1). Как и другие ферменты каталаза накапливается преимущественно в верхних горизонтах за счет наличия корневой системы и обилия микроорганизмов. С глубиной (140—150 см) активность каталазы сокращается до 0,54 мл O₂ за 1 мин на 1 г почвы.

В черноземе выщелоченном подвергнувшись пироленному воздействию в слое 0—10 см активность каталазы в бору составляет 3,66 мл O₂ за 1 мин на 1 г почвы при колебании от 3,52 до 3,83 мл O₂ за 1 мин на 1 г почвы, в березняке — 3,72 мл O₂ за 1 мин на 1 г почвы при колебании от 3,61 до 3,89 мл O₂ за 1 мин на 1 г почвы (рис. 1). Таким образом, при воздействии лесных пожаров происходит снижение активности каталазы как в бору, так и в березняке в среднем на 15,8 %. Высокая положительная корреляционная связь отмечается между активностью каталазы и содержанием гумуса в бору и в березняке ($r = 0,73$; $r = 0,72$). Средняя положительная корреляционная связь отмечается между активностью каталазы и содержанием Ca²⁺+Mg²⁺ в бору и в березняке ($r = 0,50$; $r = 0,56$). Низкая отрицательная корреляционная связь отмечается в бору и в березняке между активностью каталазы и pH ($r = -0,15$; $r = -0,01$). Характер распределения каталазы по профилю фоновой почвы — постепенное уменьшение его содержания с глубиной (рис. 1).

Инвертаза участвует в биохимических превращениях углеводов, которые содержатся в почвен-

ном органическом веществе, микроорганизмах и растениях в значительном количестве. Углеводы составляют 60 % растительных остатков, поступающих в почву [7]. Некоторыми исследователями снижение инвертазной активности предлагается считать одним из главных критериев оценки токсичности почвы [8].

В черноземах выщелоченных расположенных на фоновой почве под бором максимальная активность инвертазы наблюдается в верхнем слое и составляет 22,6 мг глюкозы на 1 г почвы за 24 ч, под березняком — 23,5 мг глюкозы на 1 г почвы за 24 ч (рис. 2). Это связано с тем, что инвертаза всегда присутствует в почве как промежуточный продукт разложения органических веществ, поступающих в почву. Вниз по профилю активность инвертазы уменьшается в среднем до 3,25 мг глюкозы на 1 г почвы за 24 ч. В черноземе выщелоченном подвергнувшись пироленному воздействию в слое 0—10 см активность инвертазы в бору составляет 18,9 мг глюкозы на 1 г почвы за 24 ч при колебании от 18,3 до 20,1 мг глюкозы на 1 г почвы за 24 ч, в березняке — 20,3 мг глюкозы на 1 г почвы за 24 ч при колебании от 18,8 до 21,0 мг глюкозы на 1 г почвы за 24 ч (рис. 2). Таким образом, при воздействии лесных пожаров происходит снижение активности инвертазы как в бору, так и в березняке в среднем на 15,0 %.

Высокая положительная корреляционная связь отмечается в бору и в березняке между активностью

инвертазы и содержанием гумуса ($r = 0,80$; $r = 0,84$); в березняке между активностью инвертазы и гидролитической кислотностью ($r = 0,84$). Низкая отрицательная корреляционная связь отмечается в бору между активностью инвертазы и pH ($r = -0,13$), а между активностью инвертазы и гидролитической кислотностью — низкая положительная корреляционная связь ($r = 0,14$). Характер распределения инвертазы по профилю фоновой почвы — постепенное уменьшение его содержания с глубиной вследствие тесной связи с содержанием гумуса (рис. 2).

Уреаза катализирует разложение азотсодержащих органических соединений в почве, в частности мочевины, которая попадает в почву в составе азотного удобрения, растительных остатков или навоза, а также образуется в почве в качестве промежуточного продукта разложения белков. Продукт гидролиза мочевины — аммиак служит непосредственным источником азотного питания высших растений. Ее активность в почве является важным диагностическим признаком интенсивности мобилизации органического азота [9].

Активность уреазы в верхнем слое изучаемых черноземов выщелоченных в бору (фоновые почвы) составляет 1,18 мг NH_3 на 1 г почвы за 24 ч, в березняке — 1,24 мг NH_3 на 1 г почвы за 24 ч (рис. 3). С глубиной активность уреазы снижается до 0,07 мг NH_3 на 1 г почвы за 24 ч. Данная закономерность в уменьшении активности уреазы характеризует уровень питания растений аммонийным азотом.

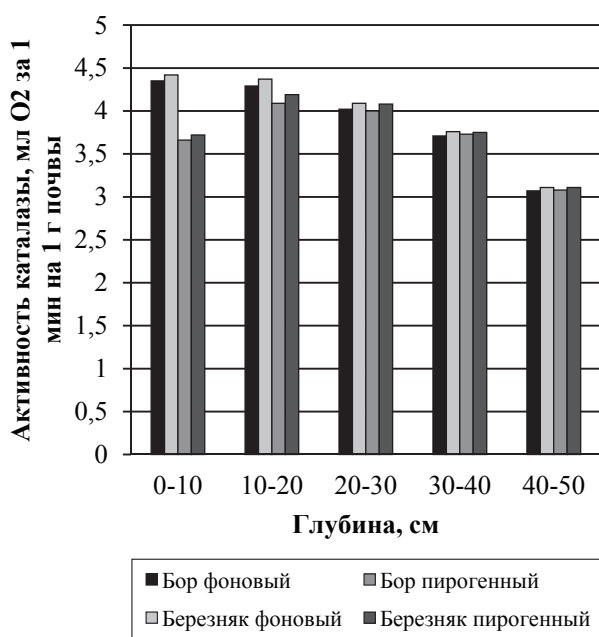


Рис. 3. Распределение активности уреазы в черноземе выщелоченном

В черноземе выщелоченном подвергнувшись пироженному воздействию в слое 0—10 см активность уреазы в бору составляет 1,01 мг NH_3 на 1 г почвы за 24 ч при колебании от 0,97 до 1,06 мг NH_3 на 1 г почвы за 24 ч, в березняке — 1,05 мг NH_3 на 1 г почвы за 24 ч при колебании от 1,01 до 1,09 мг NH_3 на 1 г почвы за 24 ч (рис. 3). Таким образом, при воздействии лесных пожаров происходит снижение активности уреазы как в бору, так и в березняке в среднем на 14,9 %.

Высокая положительная корреляционная связь отмечается как в бору, так и в березняке между активностью уреазы и содержанием гумуса ($r = 0,96$; $r = 0,89$), и $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ ($r = 0,95$; $r = 0,91$). Средняя положительная корреляционная связь отмечается в бору и в березняке между активностью уреазы и pH ($r = 0,56$; $r = 0,57$), а средняя отрицательная корреляционная связь — между активностью уреазы и гидролитической кислотностью в бору и в березняке ($r = -0,54$; $r = -0,61$). Характер распределения активности уреазы по профилю фоновой почвы — постепенное уменьшение его содержания с глубиной (рис. 3).

Имея непосредственное отношение к процессам биохимической мобилизации фосфора в почве, уровень фосфатазной активности отражает потенциальную интенсивность и направленность этих процессов в почве. Он является важной характеристикой почвенного плодородия: отмечена корреляция между фосфатазной активностью и плодородием почвы [3].

Наибольшая активность фосфатазы наблюдается в верхнем слое на фоновом участке чернозема выщелоченного под березняком и составляет 0,54 мг фенолфталеина на 1 г почвы, а под бором — 0,52 мг фенолфталеина на 1 г почвы (рис. 4). Как и другие ферменты, фосфатаза накапливается преимущественно в верхних горизонтах за счет активности биохимических процессов мобилизации органического фосфора почвы. Вниз по профилю активность фосфатазы уменьшается до 0,04 мг фенолфталеина на 1 г почвы. Таким образом, при пироженном воздействии происходит снижение активности фосфатазы как в бору, так и в березняке в среднем на 10,4 %.

В черноземе выщелоченном подвергнувшись пироженному воздействию в слое 0—10 см активность фосфатазы в бору составляет 0,45 мг фенолфталеина на 1 г почвы при колебании от 0,40 до 0,50 мг фенолфталеина на 1 г почвы, в березняке — 0,50 мг фенолфталеина на 1 г почвы при колебании от 0,46 до 0,53 мг фенолфталеина на 1 г почвы

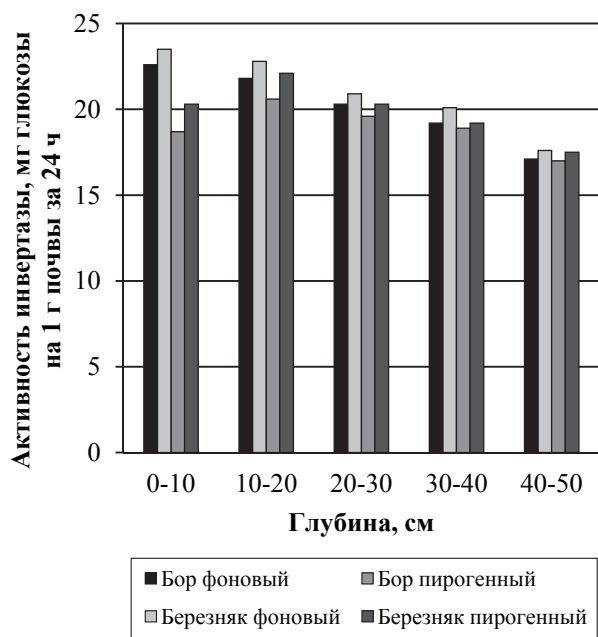


Рис. 4. Распределение активности фосфатазы в черноземе выщелоченном

(рис. 4). Высокая положительная корреляционная связь отмечается и в бору, и в березняке между активностью фосфатазы и pH ($r = 0,90$; $r = 0,93$), и содержанием $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ ($r = 0,95$; $r = 0,90$); в бору между активностью фосфатазы и содержанием гумуса ($r = 0,74$). Высокая отрицательная корреляционная связь отмечается как в бору, так и в березняке между активностью фосфатазы и гидролитической кислотностью ($r = -0,90$; $r = -0,82$). Характер распределения фосфатазы по профилю — постепенное уменьшение его содержания с глубиной (рис. 4).

Получены высокие коэффициенты детерминации для фоновых почв бора ($R^2 = 0,934$; $R^2 = 0,984$; $R^2 = 0,804$; $R^2 = 0,977$) и березняка ($R^2 = 0,923$; $R^2 = 0,980$; $R^2 = 0,815$; $R^2 = 0,962$), следовательно, мы имеем сильную зависимость изменения активности ферментов с глубиной. Пирогенные почвы характеризуются более низким коэффициентом детерминации, что возможно связано со снижением ФАП, особенно в слое 0—10 см.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В почвах лесов, подвергшихся пожару, происходят потери органических веществ верхними горизонтами почвы до глубины 20—30 см, что связано с непосредственным разрушением органических веществ под действием высоких температур (сгорание гумуса). После пирогенного воздействия происходит подщелачивание раствора и увеличе-

ние содержания зольных элементов P_2O_5 и K_2O (в среднем на 11,7 % и на 4,03 % соответственно).

В данной работе нами получены статистически проверенные данные, которые позволяют судить об уменьшении ФАП после воздействия лесного пожара на чернозем выщелоченный. Снижение активности ферментов четко прослеживается в слое 0—10 см и составляет в среднем 14 %, что связано со сгоранием гумуса и как следствие, отсутствием субстрата для жизнедеятельности микроорганизмов и возможной денатурацией самих белковых молекул ферментов.

Коэффициенты детерминации, полученные нами для пирогенных почв ниже коэффициентов детерминации фоновых почв, что возможно объясняется уменьшением ферментативной активности верхнего 0—10 см слоя почвы.

Таким образом, использование биодиагностики возможно в качестве критерия степени трансформации химических и физико-химических свойств почв после пирогенного воздействия.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бобровский М. В. Лесные почвы Европейской России: биотические и антропогенные факторы формирования / М. В. Бобровский // Москва: Товарищество научных изданий КМК 2010. 359 с
2. Коровин Г. Охрана лесов от пожаров как важнейший элемент национальной безопасности России / Г. Коровин, А. Исаев // Лесной бюллетень. № 8—9. <http://www.forest.ru/rus/bulletin/08—09/8.html>
3. Хазиев Ф. Х. Системный экологический анализ ферментативной активности почв / Ф. Х. Хазиев. — М.: Наука, 1982. — 202 с.
4. Воробьева Л. А. Химический анализ почв / Л. А. Воробьева. — М.: МГУ, 1998. — 272 с.
5. Девятова Т. А. Биодиагностика почв / Т. А. Девятова, Т. Н. Крамарева // — Воронеж : Издательско-полиграфический центр Воронежского государственного университета, 2008. — 140 с.
6. Poff R. J. Effects of silvicultural practices and wild-fire on productivity of forest soils. Sierra Nevada Ecosystem Project: Final report to congress. 1999. V. 2. Chapter 16. P. 477—495.
7. Хазиев Ф. Х. Ферментативная активность почв фитоценозов и перспективы ее изучения / Ф. Х. Хазиев, А. Е. Гулько // Почвоведение. — 1991. — №8. — С. 88—103.
8. Эколого-микробиологический мониторинг почв в окрестностях химкомбината / Е. В. Касьянов [и др.] // Почвоведение. — 1995. — №5. — С. 626—633.
9. Девятова Т. А. Ферментативная активность чернозема выщелоченного при длительном систематическом применении удобрений / Т. А. Девятова // Агрохимия. — 2006. — №1. — С. 1—4.

Девятова Татьяна Анатольевна — профессор кафедры экологии и земельных ресурсов Воронежского государственного университета, д.б.н.; тел.: (473) 228-5306, e-mail: devyatova@bio.vsu.ru

Горбунова Юлия Сергеевна — аспирант Воронежского государственного университета; e-mail: ice-queen_88@mail.ru

Devjatova Tatyana A. — the professor of faculty of ecology and ground resources of the Voronezh state university, PhD; tel.: (473) 228-5306, e-mail: devyatova@bio.vsu.ru

Gorbunova Julia S. — post-graduate student Voronezh State University; e-mail: ice-queen_88@mail.ru