

УДК 631.4:631.6.02

## ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА ТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВЫ НА ОСНОВЕ СТАТИСТИЧЕСКОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ВСТРЕЧАЕМОСТИ ВИДОВ МИКРОМИЦЕТОВ

© 2017 г. В. А. Терехова<sup>a, b, \*</sup>, В. К. Шитиков<sup>c</sup>, А. Е. Иванова<sup>b</sup>,  
К. А. Кыдралиева<sup>d</sup>

<sup>a</sup> Институт проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова РАН, 119071 Москва, Ленинский просп., 33

<sup>b</sup> Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова

<sup>c</sup> Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти

<sup>d</sup> Московский авиационный институт, г. Москва

\*e-mail: stok1946@gmail.com; vtarekhova@gmail.com

Поступила в редакцию 09.11.2015 г.

Описана методика обоснования экологического риска техногенного загрязнения почвы по результатам биоиндикации с использованием сообществ микроскопических грибов. На первом этапе на основе методов ординации оценивали значения факторов, при которых встречаемость каждого вида максимальна. По этим данным моделировалось статистическое распределение чувствительности видов. Для иллюстрации методики использованы результаты анализа токсичности образцов почвы с отвалов урановых шахт (пос. Каджи-Сай, Кыргызстан). Приведены предварительные оценки критических значений шести показателей загрязнения почвы, обеспечивающие заданную допустимую вероятность экологического риска.

*Ключевые слова:* биоиндикация, грибы, экологический риск, техногенное загрязнение почвы, многомерное неметрическое шкалирование, распределение встречаемости видов.

DOI: 10.7868/S0367059717050031

Современная методология обоснования экологического риска заключается в выявлении критических уровней воздействия, которые интерпретируются “как начало наиболее быстрой трансформации экосистемы либо как точка, после которой начинается выпадение основных компонентов биоценоза или разрушение системных связей” [1].

Микромицеты почв — одна из наиболее обширных и разнообразных экологических групп организмов, использующихся в целях биодиагностики экологического состояния биотопов, нормирования воздействий и оценки экологического риска [2–6]. Воздействие техногенного загрязнения на грибные сообщества проявляется в различных формах. Так, тяжелые металлы в больших концентрациях ингибируют процессы минерализации в почвах, подавляют дыхание, вызывают микостатический эффект и могут выступать как мутагенный фактор. Они существенно влияют на численность и видовой состав грибов, в частности увеличивая долю видов, патогенных для растений, животных и человека. При радиоактивном загрязнении, как и в присутствии тяжелых металлов, растет доля меланизированных форм грибов [7, 8].

Эффективным методом нормирования техногенных загрязнений на исследуемой территории является анализ встречаемости видов-индикаторов. Уменьшение обилия отдельных таксонов и видового богатства изучаемого биоценоза при увеличении концентрации токсичного ингредиента или их смеси обычно описывается статистическими моделями распределения чувствительности видов типа SSD (англ. Species Sensitivity Distribution).

Зависимость SSD в своем классическом варианте [9] определяет последовательность пороговых (критических) концентраций токсиканта  $HC_p$ , которые будут опасными для  $p\%$  наиболее чувствительных видов от их общего количества в биотопе и неэффективными для остальных. Кривая SSD интерпретируется как интегральная функция выбранного теоретического распределения плотности вероятности. Его параметры оцениваются по выборке таксономических групп, для которых имеются показатели токсикометрии (полуэффективная  $LC_{50}$  или максимально недействующая концентрация NOEC), установленные, например, в ходе лабораторного биотестирования спектра видов культивируемых грибов.

После этого для вероятностной оценки экологического риска загрязнения почвы в изучаемой экосистеме по результатам полевых биоиндикационных наблюдений моделируется статистическое распределение действующих концентраций  $EC$  ксенобиотика. Тогда количественно риск трактуется как вероятность  $p(EC > HC)$  превышения эффекта вредного действия в реальных условиях над аналогичным эффектом, определяемым  $SSD$ , для любого произвольного вида, случайно выбранного из анализируемого биоценоза [10].

Метод требует проведения трудоемких лабораторных исследований, а выборка для моделирования  $SSD$  должна быть экологически представительна и статистически репрезентативна для каждого учитываемого токсиканта. В частности, приемлемая оценка риска возможна при числе анализируемых видов не менее 30 [11]. Поэтому актуальным представляется поиск подходов, позволяющих проводить экспресс-оценку экологического состояния почвы, основываясь только на данных полевых наблюдений без проведения токсикометрического эксперимента.

Цель настоящей работы — обосновать метод ориентировочной оценки экологического риска с использованием ординационных процедур и многомерных сглаживающих моделей. Применимость предлагаемых методов рассматривается на примере реакции микобиоты почв на техногенное загрязнение в ходе карьерной добычи урансодержащих рудных ископаемых.

## МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Комплексные исследования загрязнения почвы проведены в районе пос. Каджи-Сай (Кыргызстан), где в период 1947–1965 гг. вели разработку месторождений руд с низким содержанием урана. Все пробные площадки, расположенные в сходных естественных условиях на южном побережье оз. Иссык-Куль и в Боомском ущелье ( $42^{\circ}08'48''$  с.ш.,  $77^{\circ}11'10''$  в.д.), представлены светло-бурыми почвами с однотипным растительным покровом. В биотопах контрольных (условно чистых, наиболее приближенных к берегу озера) и загрязненных участков уранового хвостохранилища доминируют эстрагон (*Artemisia dracuncululus*) и полынь Федченко (*Artemisia fedtschenkoana*), встречается эфедра (*Ephedra intermedia*). Отбор почвенных образцов проводился в мае 2014 г. методом конверта на пробных площадках размером  $100 \text{ м}^2$  с одного горизонта глубиной 0–20 см (ГОСТ 17.4.4.02–84). Точечные пробы (массой около 1 кг) с одной площадки тщательно перемешивали, затем объединенную пробу сокращали квартованием. Воздушно-сухие

образцы (0.3 кг) хранили при температуре  $+4^{\circ}\text{C}$ . В исследуемых почвах содержание гумуса составляло 0.5–1.5%, общего азота 0.1–0.2%, pH 8.0–8.5.

Степень техногенного воздействия на территорию рассматривается нами по двум группам показателей: объемной радиоактивности и содержанию тяжелых металлов в почве. Источником загрязнения исследуемых участков является периодически оголяемые селями и дождями на склонах гор шлаки на отвалах хвостохранилища. Для измерения активности за счет распада ядер двух радионуклидов ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ) использовали гамма-спектрометр «Canberra» Model GX4019. Химический состав почвы по 16 элементам анализировали с помощью рентгенолюминесцентного спектрометра DELTA Classic.

Суммарное загрязнение почвы тяжелыми металлами ( $Z_c$ ) оценивали как среднее геометрическое коэффициентов превышения концентраций:

$$Z_c = n (K_1 \cdot K_2 \cdot \dots \cdot K_n)^{1/n} - (n - 1),$$

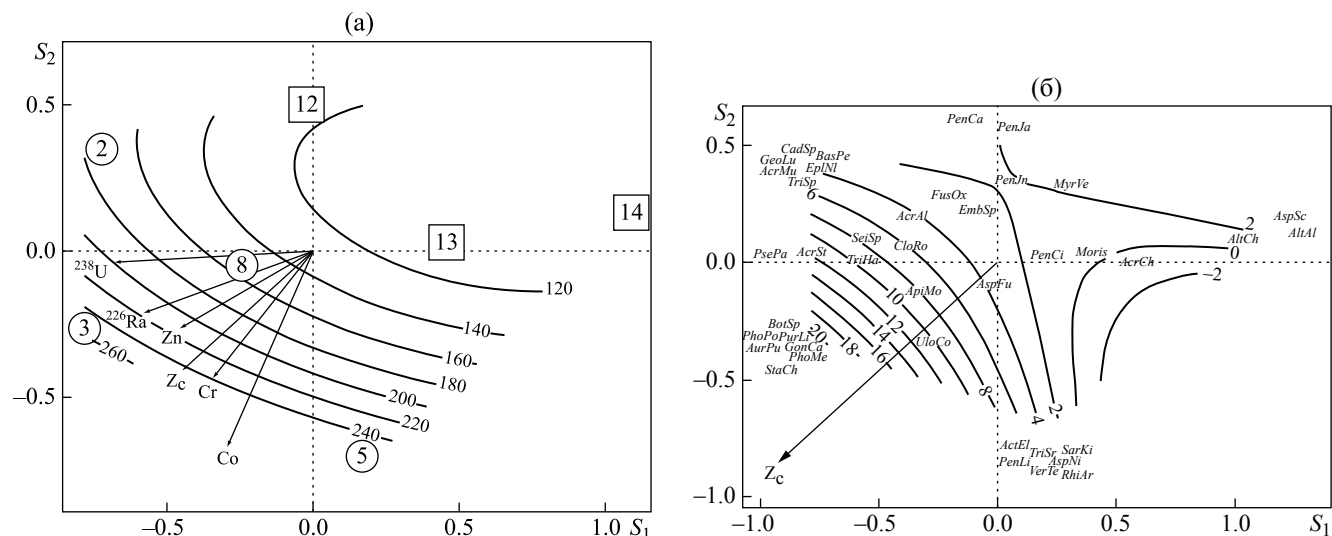
где  $n$  — число взятых в расчет ингредиентов,  $K_i = C_i / C_{i\text{ф}}$ , где  $C_{i\text{ф}}$  и  $C_i$  — фоновое и фактическое содержание  $i$ -го элемента в почве [12, 13]. Для учета токсичности элементов рассчитывали отдельно частные индексы  $Z_{c(i)}$  для трех классов опасности согласно ГОСТу 17.4.1.02–83: с высокой опасностью  $Z_{c(1)}$  — для As, Cr, Pb, Zn, умеренной  $Z_{c(2)}$  — для Co, Mo, Cu и малой  $Z_{c(3)}$ , куда были включены фоновые и редкоземельные элементы Ba, Ti, Fe, Mn, Sr, K, Ca, Rb, Zr. Общий индекс загрязнения рассчитывали с учетом поправочных коэффициентов на токсичность [14, с. 9–11]:

$$Z_c = 1.5 Z_{c(1)} + 1.0 Z_{c(2)} + 0.5 Z_{c(3)}.$$

Для оценки отклика экосистемы использовали результаты биоиндикационных исследований сообществ микромицетов в почвенных образцах, отобранных с 4 пробных площадок из нарушенных местообитаний и 3 площадок в условно чистых зонах (контроль)(табл.1). Выделение культивируемых грибов осуществляли стандартным методом [15] посева водной суспензии почвы из разведений  $10^2$  (1 г почвы в 100 мл воды) на агаризованную среду Чапека со стрептомицином (100 мг/л) в 3-кратной повторности. Видовую идентификацию осуществляли на основании культурально-морфологических признаков с использованием современных определителей, а также молекулярных свойств стерильных изолятов при секвенировании их ДНК. Количество идентифицированных видов микромицетов — 41.

**Таблица 1.** Видовой состав микромицетов, выявленных в образцах почвы; IndVal — индексы индикаторной ценности [25], которые для фоновых видов статистически незначимы и поэтому не приведены

Аббревиатура и названия видов		IndVal
Виды, характерные для контрольных участков		
AltCh	<i>Alternaria chlamydospora</i> Mouch.	0.67
MyrVe	<i>Myrothecium verrucaria</i> (Alb. & Schwein.) Ditmar	0.67
PenCi	<i>Penicillium citrinum</i> Thom	0.57
PenJn	<i>P. janthinellum</i> Biourge	0.48
AcrCh	<i>Acremonium harticola</i> (Lindau) W. Gams	0.33
AltAl	<i>Alternaria alternata</i> (Fr.) Keissl.	0.33
AspSc	<i>Aspergillus sclerotiorum</i> G.A. Huber	0.33
MorIs	<i>Mortierella isabellina</i> Oudem	0.33
PenCa	<i>Penicillium canescens</i> Sopp	0.33
PenJa	<i>P. janczewskii</i> K.M. Zalessky	0.33
Виды, характерные для загрязненных участков		
AspFu	<i>Aspergillus fumigatiaffinis</i> S.B. Hong, Frisvad & Samson	0.75
TriHa	<i>Trichoderma harzianum</i> Rifai	0.75
UloCo	<i>Ulocladium consortiale</i> (Thüm.) E.G. Simmons	0.75
AcrSt	<i>Acremonium strictum</i> W. Gams	0.50
CloRo	<i>Clonostachys rosea</i> (Link) Schroers, Samuels, Seifert & W. Gams	0.50
PsePa	<i>Pseudogymnoascus pannorum</i> (Link) Minnis & D.L. Lindner	0.50
SeiSp	<i>Seimatosporium</i> sp. Corda	0.50
FusOx	<i>Fusarium oxysporum</i> Schlecht	0.33
ФОНОВЫЕ ВИДЫ		
AcrMu	<i>Acremonium murorum</i> (Corda) W. Gams	
ActEl	<i>Actinomucor elegans</i> (Eidam) C.R. Benj. & Hesselt	
AspNi	<i>Aspergillus niger</i> Tiegh.	
AurPu	<i>Aureobasidium pullulans</i> (de Bary & Löwenthal) G. Arnaud	
BotSp	<i>Botryotrichum</i> sp. Sacc. & Marchal	
CadSp	<i>Cadophora</i> sp. Lagerb. & Melin	
EpiNi	<i>Epicoccum nigrum</i> Link	
GeoLu	<i>Geomyces luteus</i> Kwasna, H & Bateman	
GonCa	<i>Gonytrichum caesium</i> Nees	
TriSp	<i>Trichoderma</i> sp. Pers.	
PenLi	<i>Penicillium lividum</i> Westling	
PhoMe	<i>Phoma medicaginis</i> Malbr. & Roum	
PhoPo	<i>Phoma pomorum</i> Thüm	
PurLi	<i>Purpureocillium lilacinum</i> (Thom) Luangsa-ard, Hywel-Jones & Samson	
RhiAr	<i>Rhizopus arrhizus</i> A. Fisch	
SarKi	<i>Sarocladium kiliense</i> (Grütz) Summerb.	
BasPe	<i>Basidioascus persicus</i> S. Nasr, M.R. Soudi, S.M. Zamanzadeh Nasrabadi, M. Moshtaghi Nikou	
StaCh	<i>Stachybotrys chartarum</i> (Ehrenb.) S. Hughes	
ApiMo	<i>Apiospora montagnei</i> Sacc.	
TriSp	<i>Trichurus spirales</i> Hasselbr.	
VerTe	<i>Verticillium tenerum</i> Nees	
EmbSp	<i>Embelissia</i> sp. E.G. Simmons	
AcrAl	<i>Acremonium alternatum</i> Link	



**Рис. 1.** Ординация полученных данных методом многомерного неметрического шкалирования: а — пробные площадки N, в том числе загрязненные (2, 3, 5 — территория свалки, 8 — жилой массив пос. Каджи-Сай) и условно-чистые (12, 13 — берег оз. Иссык-Куль, 14 — Боомский каньон); б — виды микроскопических грибов (коды см. в табл. 1). Стрелками показаны дополнительные оси физических градиентов: индекса Саета  $Z_c$ , активности радионуклидов в почве  $^{238}\text{U}$  и  $^{226}\text{Ra}$ , содержания Co, Cr и Zn. Показаны изолинии содержания кобальта (а) и индекса Саета  $Z_c$  (б), рассчитанные по аддитивной модели.

Статистическую обработку в целях оценки критических уровней воздействия и экологического риска проводили в два этапа: 1) расчет значений факторов загрязнения, соответствующих максимуму обилия грибов каждого вида, с использованием методов ординации; 2) аппроксимация данных кривой теоретического распределения вероятности встречаемости видов.

Ординацию сообществ микромицетов осуществляли с использованием алгоритма неметрического многомерного шкалирования (NMS, англ. Nonmetric Multidimensional Scaling) [16]. Применяли матрицу манхеттенских расстояний между каждой парой образцов почвы, которая обеспечивала максимум коэффициентов корреляции Спирмена ( $\rho = 0.56$ ) между найденной ординацией и факторами среды по сравнению с другими метриками дистанций (Жаккара, Кульчицкого, Брея-Кёртиса, Евклида). На полученной ординационной диаграмме (рис. 1а) взаимные расстояния между точками отображаемых пробных площадок на плоскости с латентными осями  $S_1$  и  $S_2$  подбирали таким образом, чтобы внести минимальные искажения по сравнению с исходной конфигурацией объектов в многомерном пространстве видов.

Положения максимумов встречаемости грибов каждого вида на шкале воздействующего фактора рассчитывали следующим образом:

— оценивали средневзвешенные координаты  $s_1$  и  $s_2$  отдельных таксонов микромицетов на NMS-проекции, устанавливающие их положение

относительно пробных площадок, и строили ординационную диаграмму видов — рис. 1б;

— для каждого показателя загрязнения  $Y$  по его эмпирическим значениям для каждой площадки рассчитывали трехмерную обобщенную аддитивную модель GAM [17]:

$$Y = \alpha + f_1(s_1) + f_2(s_2) + f_3(s_1, s_2) + \varepsilon,$$

где  $f_1, f_2, f_3$  — функции в форме сглаживающих полиномов с  $k = 2$  степенями свободы от NMS-координат  $s_1$  и  $s_2$ ;

— по построенным моделям находились прогнозируемые значения  $\hat{Y}_j$ , соответствующие координатам наиболее вероятного положения каждого  $j$ -го вида грибов на NMS-проекции,  $j = 1, 2, \dots, 41$ ;

— в качестве предположительно опасных значений фактора для  $j$ -го вида принимали настолько большие величины  $Y$ , которые маловероятны в рамках сглаживающей модели GAM, т.е. верхние границы доверительных интервалов  $\hat{Y}_{E_j} = \hat{Y}_j + t_{\alpha/2} S_{\hat{Y}_j}$ , где  $t_{\alpha/2}$  — квантиль распределения Стьюдента при  $\alpha = 95\%$ ,  $S_{\hat{Y}_j}$  — ошибка прогнозируемого значения  $\hat{Y}_j$ .

Далее полученное эмпирическое распределение экологических максимумов видов  $\hat{Y}_j$  по оси показателя загрязнения  $\hat{Y}_{E_j}$  для каждого типа загрязнения аппроксимировали теоретическим распределением непрерывной случайной величины. Выбор наилучшего распределения из набора возможных претендентов (нормальное, лог-нормальное, Вейбулла, Коши и др.) и оценку его параметров осуществляли

на основе максимума логарифма функции правдоподобия. Доверительные интервалы для кумулятивных кривых распределения находили с использованием параметрического бутстрепа [18].

Расчеты проводили с использованием статистической среды R v. 3.02 и ее пакетов *vegan* и *mgcv* [19].

## РЕЗУЛЬТАТЫ

*Построение ординационных диаграмм.* Анализ видового разнообразия микроскопических грибов на исследуемой территории показал достаточно четкую дифференциацию пробных площадок. Как свидетельствует ординационная диаграмма на рис. 1а, образцы почвы с отвалов урановых шахт (2 и 3) и из Боомского ущелья (14) заняли крайние положения на главной оси  $S_1$  неметрической проекции. Вторая ось ординации  $S_2$  определила изменчивость структуры микобиоты в остальных местообитаниях с промежуточным уровнем загрязнения.

Если рассчитать коэффициенты корреляции между показателями загрязнения почвы и проектными координатами  $s_1$  и  $s_2$ , то можно провести дополнительные оси физических градиентов, отражающих характер и силу влияния каждого фактора. Поскольку представленные на рис. 1а стрелки факторных нагрузок примерно близки по направлению и длине, то можно сказать, что компоненты техногенного загрязнения в изучаемом регионе образуют взаимосвязанный мультиколлинеарный комплекс. Наибольшая корреляция ( $R^2 = 0.83$ ,  $p = 0.022$ ) была отмечена между вариацией структуры микробиотных сообществ (по частоте встречаемости выделенных видов) и содержанием кобальта в почве (мг/кг) — см. изолинии поверхности сглаживания моделью GAM на рис. 1а.

С ординацией местообитаний тесно связана ординация групп видов микробиоты (см. рис. 1б), где местоположение каждого вида определялось средневзвешенными координатами нескольких его возможных местообитаний. Если построить трехмерную сглаживающую поверхность для любого из анализируемых показателей загрязнения почвы, то можно легко рассчитать для каждого вида значение фактора, при котором появление вида наиболее вероятно. Например, на рис. 1б координаты вида *Trichoderma harzianum* (*TriHa*) находятся вблизи от изолинии со значением индекса Саета  $Z_c = 12$ , которое и может быть использовано в дальнейшем для моделирования вероятностного распределения обилия видов.

*Статистическое распределение вероятности встречаемости видов.* Дальнейшие расчеты проводились для шести показателей техногенного

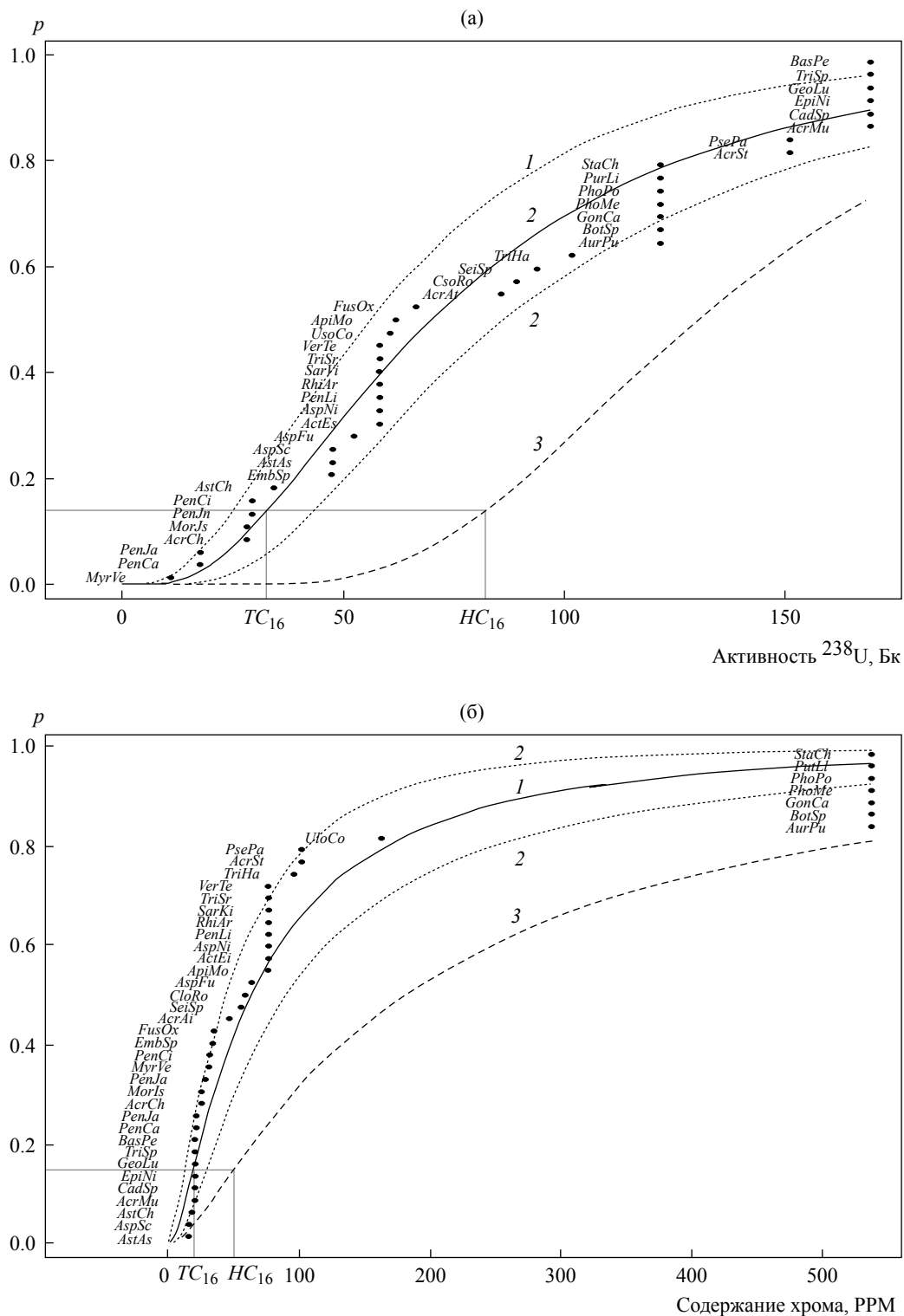
загрязнения почвы, представленных на рис. 1а. Статистические распределения максимумов встречаемости  $F(\hat{Y})$  и эффективных концентраций  $F(\hat{Y}_E)$  для 41 вида микробиоты по шкале всех анализируемых факторов подчинялись логнормальному закону.

Примеры кумулятивных кривых распределения представлены на рис. 2, из которого видно, как характер отклика сообществ микроскопических грибов различается при воздействии разных факторов. Общей закономерностью является значительное сокращение видового богатства и разнообразия комплекса почвенных микробиот под действием тяжелых металлов. Распределение встречаемости по шкалам активности радионуклидов и содержания кобальта достаточно равномерно, тогда как толерантность видов по отношению к остальным тяжелым металлам и интегральному индексу  $Z_c$  имеет более контрастный характер. При этом можно легко выделить группы видов, как чувствительных, так и обладающих повышенной резистентностью к отдельным формам загрязнения.

Если задаться произвольными критическими вероятностями, например  $p = \{5, 10, 16, 20 \text{ и } 50\%$ , то с использованием кумулятивных кривых распределений  $F(\hat{Y})$  и  $F(\hat{Y}_E)$  можно оценить набор изоэффективных значений соответственно толерантных  $TC_p$  и опасных  $HC_p$  концентраций воздействующего фактора. Их смысл состоит в том, что при уровне воздействия, превышающем  $TC_p$ , становится недостижим экологический максимум встречаемости для  $p\%$  видов от их общего числа, а при  $HC_p$  их присутствие в сообществе уже маловероятно (см. примеры на рис. 2).

## ОБСУЖДЕНИЕ

Нежелательные события, обуславливающие экологический риск, могут происходить на уровне экосистемы, сообщества, отдельных видов, популяций или особей. Распределение чувствительности видов (SSD) связано только с одним, узко определенным сегментом оценки риска — снижением видового разнообразия. Однако эта проблема далека от своего полного методического решения. Использование токсикометрических показателей (НОЕС, ЭК<sub>50</sub>) необходимо и желательно, но их массовое определение для различных экотоксикантов и в отношении многочисленных видов почвенной биоты практически нереально. Другим важным аргументом против традиционного использования биотестирования является механический перенос условий химического воздействия при лабораторных испытаниях на условия конкретной природной экосистемы. При анализе SSD не используется информация об экологии сообществ (межвидовых взаимодействиях, трофических



**Рис. 2.** Логнормальное распределение вероятности  $p$  максимальной встречаемости  $F(\hat{Y})$  видов микромицетов (I) при различных уровнях воздействия факторов загрязнения почвы: а — активности радионуклида  $^{238}\text{U}$ , Бк/кг, б — содержание катионов хрома, мг/кг; 2 — верхняя и нижняя огибающие 95%-ной доверительной области; 3 — распределение  $F(\hat{Y}_E)$  чувствительности видов при достижении опасных воздействий.

**Таблица 2.** Критические значения  $HC_p$  показателей загрязнения почвы, рассчитанные по кривой распределения встречаемости видов микромицетов для различных уровней риска ( $p\%$ );  $TC_{16}$  — концентрации, при которых становится недостижим максимум встречаемости для 16% видов (см. рис. 2).

Показатели загрязнения почвы	Диапазон наблюдений	Толерантные значения $TC_{16}$	Опасные значения		
			$HC_5$	$HC_{10}$	$HC_{16}$
Кобальт Co, мг/кг	110 ÷ 261	130.3	141.3	160.0	176.5
Хром Cr, мг/кг	15 ÷ 362	20.6	24.0	37.5	53.4
Цинк Zn, мг/кг	11 ÷ 382	11.3	12.1	22.31	36.2
Индекс Саета	1.12 ÷ 20	1.94	3.5	5.2	7.1
Активность $^{238}\text{U}$ , Бк/кг	24 ÷ 145	34.8	64.5	75.3	85.1
Активность $^{226}\text{Ra}$ , Бк/кг	24 ÷ 134	34.4	81.2	91.9	101.4

связях, условиях среды обитания или относительной значимости ключевых видов и функциональных групп), поэтому актуальной альтернативой представляется оценка порогов токсического действия в условиях пассивной схемы отбора проб из природной экосистемы.

Задача нормирования на основе “коллективного отклика” почвенных сообществ заключается в выборе для заданного уровня риска и с учетом необходимого коэффициента запаса такого значения концентрации токсиканта  $HC_p$ , которое интерпретируется как уровень потери толерантности для  $p\%$  видов в сообществе, используемом для биоиндикации. В настоящей работе мы связывали  $HC_p$  с доверительными областями точек на сглаживающей поверхности. В табл. 2 приведены критические значения показателей загрязнения почвы, рассчитанные с учетом этого предположения для различных уровней экологического риска (5, 10 и 16%).

Два обстоятельства заставляют рассматривать пороговые величины в табл. 2 только как предварительные. Во-первых, оценка толерантных диапазонов встречаемости видов более корректна с использованием обобщенных моделей регрессии для каждого из них [20], однако для этого необходимо иметь несколько десятков наблюдений в условиях изучаемой экосистемы. Во-вторых, не ясно, какую долю потери  $p$  от общего числа видов следует считать критически опасной для экосистемы. В первом приближении мы предлагаем в случае сообществ микромицетов ориентироваться на значения 16%-ного уровня, рассчитанные по кривой  $F(\hat{Y}_E)$ .

Еще одна неопределенность при нормировании техногенных воздействий связана с большой пространственной неоднородностью техногенного загрязнения почвы, что, несомненно, сказывается на численности, обилии и распределении видов грибов [21–23]. Результаты биоиндикации существенно зависят от перераспределения содержания

загрязняющих веществ под влиянием осадков в пределах микрорельефа, положения пробных площадок, вариабельности «ассимиляционной емкости» и биологической активности почвы и т.д. Все это требует организации большого числа наблюдений.

Пространственная интерполяция точечных наблюдений в географических координатах с целью компенсации случайных флуктуаций может быть осуществлена с использованием кригинговых моделей [24]. Мы предлагаем осуществить построение поверхности сглаживания после проецирования исходных данных на плоскость с абстрактными осями, непосредственно связанными с видовой структурой индицирующего сообщества (т.е., по сути, отказавшись от естественных пространственных координат). Использование метода многомерного неметрического шкалирования обеспечивает при этом построение гладких и устойчивых сглаживающих поверхностей.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На основе анализа видовой структуры микобиоты в почвенных образцах, собранных с пробных площадок ураниевой провинции Каджи-Сай (Кыргызстан), в разной степени загрязненных тяжелыми металлами и радионуклидами, нами показана возможность проведения экспресс-оценки экологического риска с использованием распределения чувствительности видов. Предложенный алгоритм позволяет на основе обобщенной статистической модели ориентировочно оценить для каждого вида экологический оптимум и диапазон толерантности к воздействию фактору в условиях конкретных полевых исследований. Аппроксимация этих результатов кумулятивной кривой логнормального распределения дает возможность предсказать, какая доля видов  $p\%$  от общего их числа исчезнет из состава сообщества при конкретном значении  $HC_p$  показателя загрязнения почвы (концентрации

токсиканта). В качестве примера нами рассчитаны критические значения шести загрязняющих элементов почвы для заданных уровней экологического риска (5, 10 и 16%).

Основная идея нашей работы заключалась не столько в определении конкретных значений концентраций выявленных токсикантов, сколько в попытке экспериментально обосновать методику оценки качества среды по снижению разнообразия и изменению видовой структуры всего сообщества на воздействие нормируемой дозы поллютанта. Такой подход, на наш взгляд, удачно сочетает собственно биоиндикационные исследования *in situ* и токсикологические лабораторные эксперименты, в которых определяются действующие (пороговые) концентрации токсикантов.

Работа выполнена при поддержке РНФ (грант № 14-50-00029).

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург: Наука, 1994. 280 с.
2. Gadd G.M. Fungal response towards heavy metals // *Microbes in Extreme Environments* / Eds. Gadd G.M., Herbert R.A. London: Academic Press. 1985. P. 83–110.
3. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва–растение. Новосибирск: Наука, 1991. 151 с.
4. Терехова В. А., Швед Л.Г. Изменчивость морфо-биохимических признаков водных грибов под воздействием тяжелых металлов // *Экология*. 1994. № 6. С. 77–79.
5. Марфенина О.Е. Антропогенная экология почвенных грибов. М.: Медицина для всех, 2005. 196 с.
6. Терехова В.А. Микромицеты в экологической оценке водных и наземных экосистем. М.: Наука, 2007. 215 с.
7. Zhdanova N.N., Zakharchenko V.A., Haselwandter K. Radionuclides and fungal communities // *The Fungal Community: Its Organization and Role in the Ecosystem* / Eds. Dighton J., White J.F., Oudemans P. Baton Rouge: CRC Press, 2005. P. 759–768.
8. Dighton J., Tugay T., Zhdanova N. Fungi and ionizing radiation from radionuclides // *FEMS Microbiol. Lett.* 2008. V. 281. P. 109–120.
9. Posthuma L., Suter G.W.H., Traas T.P. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. Boca Raton, Florida: CRC Press, 2001. 616 p.
10. Verdonck F.A.M., Aldenberg T., Jaworska J., Vanrolleghem P.A. Limitations of current risk characterization methods in probabilistic environmental risk assessment // *Environ. Toxicol. Chem.* 2003. V. 22. P. 2209–2213.
11. Newman M.C., Ownby D.R., Mezin L.C.A. et al. Applying species-sensitivity distributions in ecological risk assessment: assumptions of distribution type and sufficient numbers of species // *Environ. Toxicol. Chem.* 2000. V. 19. № 2. P. 508–515.
12. Саев Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.
13. Angulo E. The Tomlinson pollution load index applied to heavy metal “Mussel-Watah” data: a useful index to assess coastal pollution // *Sci. Tot. Environ.* 1996. V. 187. P. 19–56.
14. Водяницкий Ю.Н. Тяжелые металлы и металлоиды в почвах. М.: ГНУ Почвенный институт им. В.В. Докучаева РАСХН, 2008. 85 с.
15. Методы почвенной микробиологии и биохимии. Под ред. Звягинцева Д.Г. М.: Изд-во МГУ, 1991. 303 с.
16. McCune B., Grace J.B., Urban D.L. Analysis of Ecological Communities. Glenden Beach (Oregon): MjM Software, 2002. 285 p.
17. Wood S.N. Generalized Additive Models: An Introduction with R. Boca Raton, Florida: Chapman, Hall/CRC, 2006. 410 p.
18. Szoezs E. Species Sensitivity Distributions (SSD) with R. URL: <http://edild.github.io/ssd/> (дата обращения 24.10.2015).
19. R Development Core Team. R: A language and environment for statistical computing. Austria: Vienna, 2015. URL: <http://www.R-project.org/> (дата обращения 24.04.2015).
20. Зинченко Т.Д., Шитиков В.К., Головатюк Л.В. Модели распределения популяционной плотности видов макрозообентоса по градиенту минерализации на примере малых рек Приэльтона // Чтения памяти В.Я. Леванидова. Вып. 6. Владивосток: Дальнаука, 2014. С. 257–273. URL: <http://www.ievbras.ru/ecostat/KirilArticle/A36/Elton.htm> (дата обращения 16.11.2015).
21. Дмитриев Е.А. Теоретические и методологические проблемы почвоведения. М.: ГЕОС, 2001. 374 с.
22. Мотузова Г.В. Загрязнение почв и сопредельных сред. М.: Изд-во МГУ, 2000. 71 с.
23. Тропина О. В., Терехова В. А., Семенова Т.А. Изменчивость структуры микромицетных комплексов в связи с неоднородностью почвенного покрова // *Микология и фитопатология*. 2003. Т. 37. № 6. С. 74–80.
24. Воробейчик Е.Л., Позолотина В.Н. Микромасштабное пространственное варьирование фитотоксичности лесной подстилки // *Экология*. 2003. № 6. С. 420–427. [Vorobeichik E.L., Pozolotina V.N. Microscale spatial variation in forest litter phytotoxicity // *Rus. J. Ecol.* 2003. V. 34. № 6. P. 381–388.]
25. Legendre P., Legendre L. Numerical Ecology. 3<sup>rd</sup> ed. Amsterdam: Elsevier Sci. BV, 2012. 990 p.