

ВОЗМОЖНОСТЬ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ БАЗИДИАЛЬНЫХ МАКРОМИЦЕТОВ В КАЧЕСТВЕ БИОИНДИКАТОРОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ И МЫШЬЯКОМ

В статье обсуждается возможность использования базидиальных макромицетов в качестве биоиндикаторов состояния наземных экосистем. Показано, что некоторые виды шляпочных грибов накапливают в условиях нарушенных экосистем никель, свинец, цинк, хром и мышьяк. Предложены виды-биоиндикаторы. Выявлены некоторые преимущества использования базидиальных макромицетов в качестве индикаторных объектов.

Одной из важнейших проблем современности и обозримого будущего является проблема загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами. Соединения этих элементов в силу высокой токсичности, подвижности и способности к биоаккумуляции представляют опасность не только для человека, но и для всего живого на планете. Кроме того, в отличие от токсикантов органической природы, подвергающихся деструкции, однажды включившись в биогеохимические циклы, они могут сохранять свою биологическую активность практически бесконечно. Поэтому оценка загрязнения наземных экосистем названными экотоксикантами является одной из важнейших задач фоновых и импактного мониторинга природных сред. Некоторые живые организмы обладают способностью к накоплению химических элементов, в том числе и рассматриваемых нами. В этой связи представители видов-накопителей могут использоваться в качестве потенциальных биоиндикаторов состояния окружающей среды. В настоящее время при оценке экологического состояния наземных экосистем в качестве индикаторных биообъектов широко используют различные виды растений, мхов и лишайников [11, 20, 22]. Грибы как объекты биомониторинга хорошо зарекомендовали себя в качестве индикаторов загрязнения окружающей среды радионуклидами [6, 7, 14]. Кроме того, многие исследователи отмечают, что плодовые тела шляпочных грибов интенсивно накапливают тяжелые металлы и другие токсичные элементы [1, 3, 6, 13, 15, 18, 21, 23]. Именно этот факт явился основанием к активному поиску среди представителей шляпочных грибов видов-биоиндикаторов [15]. Работы отечественных и зарубежных исследователей, посвященные изучению возможности использования базидиальных макро-

мицетов в качестве биоиндикаторов загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами и другими токсичными элементами, носят весьма противоречивый характер. Так, в большинстве работ, посвященных изучению этой проблемы, такая возможность ставится под сомнение. Это связывают в первую очередь с тем, что уровни накопления элементов главным образом определяются не экологической обстановкой, а биологическими особенностями представителей различных видов [15]. С другой стороны, отмечается и тот факт, что техногенное воздействие на экосистемы вызывает достоверное увеличение содержания тяжелых металлов и других токсичных элементов в плодовых телах базидиальных макромицетов [4, 5, 8, 9, 10, 12, 13, 16, 17, 19]. Особенностью грибов является их способность аккумулировать химические элементы именно из субстрата, тогда как другие используемые в качестве биоиндикаторов объекты концентрируют токсиканты из атмосферы (мхи, лишайники) или одновременно из нескольких сред (сосудистые растения). Таким образом, базидиальные макромицеты обладают рядом преимуществ в сравнении с другими видами биоиндикаторов состояния наземных экосистем. В этой связи вопрос о возможности их использования в качестве биоиндикаторов в настоящее время открыт и достаточно актуален.

Целью наших исследований является поиск видов-индикаторов загрязнения окружающей среды мышьяком и тяжелыми металлами, в число которых вошли никель, свинец, цинк и хром.

В качестве объектов исследования были взяты базидиальные макромицеты, относящиеся к различным трофическим группам. Одним из требований, предъявляемых к биоиндикаторам,

является характерность и распространенность на изучаемой территории, поэтому поиск индикаторных организмов осуществлялся среди массовых и типичных для региона исследований видов [2].

Оценка степени антропогенной трансформации лесных экосистем и возможности использования базидиальных макромицетов в качестве биоиндикаторов проводилась по разнице между средним содержанием тяжелых металлов и мышьяка в плодовых телах, собранных в условиях экосистем, подверженных техногенному воздействию, и естественным биогеохимическим фоном. Для оценки фонового содержания изучаемых химических элементов в базидиомах шляпочных грибов и почвах отбор образцов осуществлялся в лесной заповедной экосистеме, расположенной вдали от антропогенных источников поступления тяжелых металлов и урбанизированных зон. В качестве экосистем, подверженных интенсивному техногенному воздействию, были исследованы: сообщество, сформированное на золоотвале ТЭЦ г. Пенза; территории близ мест прежнего уничтожения химического оружия (МПУ); лесной массив, прилегающий к оживленной автомагистрали М5 «Москва – Самара» (в пределах 30 м от дорожного полотна).

Всего было собрано 75 образцов, относящихся к 12 видам. Для обеспечения точности и надежности полученных результатов по каждому виду отбиралось и анализировалось не менее 6 образцов в двукратной аналитической повторности. Способность к биоабсорбции изучаемых элементов оценивалась в условиях различных подтипов серых лесных почв. Среди них наиболее распространенными являются светло-серые лесные маломощные супесчаные почвы и светло-серые лесные среднемощные суг-

линистые, сформированные на песках, глинах и опоках. Они отличаются малым содержанием гумуса, что обуславливает их низкую сорбционную способность.

Работа выполнялась на базе кафедры биологии и экологии ФГОУ ВПО «Пензенская государственная сельскохозяйственная академия» и экоаналитической лаборатории Регионального центра государственного контроля и мониторинга по Пензенской области в период с 2005 по 2007 г. Анализ образцов плодовых тел грибов, а также субстрата при оценке содержания валовых форм тяжелых металлов и мышьяка осуществлялся рентгенофлуоресцентным методом на спектрометре «Спектроскан Макс-GF1E». Подвижные формы тяжелых металлов и мышьяка в почвах определяли на атомно-абсорбционным спектрометре «Квант-2А».

В результате анализа образцов почв, отобранных в экосистемах с различной техногенной нагрузкой, установлено, что последняя способна вызывать увеличение запасов как валовых, так и подвижных форм тяжелых металлов и мышьяка (табл. 1).

Изучение содержания тяжелых металлов и мышьяка в плодовых телах базидиомицетов, развивающихся в условиях природных экосистем, не испытывающих существенного техногенного воздействия, показало, что элементный состав базидиомицетов отличается сильной вариабельностью (табл. 2, 3, 4). Поскольку проанализированные плодовые тела развивались в схожих эдафических условиях, можно отметить, что главным фактором, определяющим величину и избирательный характер накопления тяжелых металлов и мышьяка, является комплекс биологических особенностей представителей разных видов.

Таблица 1. Содержание тяжелых металлов в серых лесных почвах экосистем, испытывающих различную техногенную нагрузку

Место отбора проб	Форма элементов	Среднее содержание элементов, мг/кг воздушно-сухой массы				
		Ni	Pb	Zn	Cr	As
Лесная заповедная экосистема	валовая	24,3±2,3	31,8±2,6	78,2±14,9	98,6±7,6	8,4±2,1
	подвижная	0,41±0,22	0,71±0,14	2,91±1,21	0,16±0,03	0,07±0,02
Золоотвал	валовая	464,7±54,3	51,2±17,8	84,6±21,1	270,3±48,9	7,9±4,5
	подвижная	6,54±1,21	2,40±0,74	2,86±1,62	1,38±0,21	0,11±0,04
МПУ	валовая	26,8±3,7	36,1±2,9	96,3±19,2	106,6±11,8	27,8±7,9
	подвижная	0,52±0,18	0,82±0,12	3,44±1,79	0,39±0,11	2,93±0,76
Автомагистраль М5	валовая	22,7±1,9	47,4±10,6	81,4±19,5	88,9±9,1	7,4±1,6
	подвижная	0,48±0,19	1,12±0,37	4,12±2,14	0,21±0,13	0,09±0,02

Таблица 2. Среднее содержание тяжелых металлов и мышьяка в плодовых телах некоторых базидиальных макромицетов в различных местообитаниях

Вид	Место отбора проб	Среднее содержание элементов, мг/кг воздушно-сухой массы				
		Ni	Pb	Zn	Cr	As
<i>Agaricus bitorquis</i>	золоотвал	4,01±0,41*	20,03±3,42*	169,80±20,75*	1,86±0,34*	3,84±2,23*
	лесная заповедная экосистема	2,25±0,13	2,48±0,68	83,81±17,61	0,55±0,10	-
<i>Hebeloma sp.</i>	золоотвал	3,71±0,10*	2,27±0,49*	157,61±6,82*	1,86±0,33*	17,93±2,70*
	лесная заповедная экосистема	3,02±0,31	-	102,13±13,85	0,59±0,13	7,96±1,98
<i>Paxillus involutus</i>	золоотвал	2,78±0,44	2,42±0,53*	121,1±7,29*	0,37±0,04	0,91±1,56
	лесная заповедная экосистема	2,37±0,29	1,54±0,78	91,75±15,92	0,46±0,20	0,78±1,55

Примечание: * – разница статистически значима ($p < 0,05$); <-> – менее порога количественного определения метода

На этом фоне изучение содержания тяжелых металлов и мышьяка в плодовых телах шляпочных грибов, собранных в нарушенных экосистемах, показало достоверное различие в содержании названных элементов. Так, было установлено, что плодовые тела трех изученных видов (*Agaricus bitorquis*, *Hebeloma sp.* и *Paxillus involutus*), собранных в условиях сообщества, сформированного на золоотвале, содержат существенно большее количество никеля, свинца и цинка ($p < 0,05$) (табл. 2). В базидиомах *A. bitorquis* и *Hebeloma sp.*, развивающихся в тех же условиях, отмечено достоверно большее содержание хрома и мышьяка.

Кроме того, на фоне отсутствия разницы в содержании цинка и мышьяка в субстратах в ряде случаев зафиксировано их достоверно большее содержание в плодовых телах, собранных во вторичной экосистеме. Этот факт, вероятно, можно объяснить явлениями синергизма в накоплении некоторых элементов.

МПУ химического оружия также можно отнести к нарушенным экосистемам, поскольку почвы, находящиеся в прилегающих к ним зонах, характеризуются повышенным содержанием мышьяка и некоторых тяжелых металлов (табл. 1). Поэтому обследование этих территорий представляло определенный прикладной интерес. В этих условиях были собраны образцы плодовых тел следующих видов грибов: *Amanita muscaria*, *A. phalloides*, *Gyroporus castaneus*, *Lactarius deliciosus*, *Lepista nebularis*, *Macrolepiota procera*, *Tricholoma terreum* (табл. 3).

Таким образом, базидиомы, развивающиеся на территории, прилегающей к МПУ химического оружия, содержат достоверно большее количество некоторых тяжелых металлов и

мышьяка. Так, интенсивнее абсорбировали мышьяк плодовые тела всех изученных видов грибов, за исключением *Gyroporus castaneus*. Базидиомы *Amanita phalloides* и *Tricholoma terreum* активнее накапливали свинец в этих условиях. Достоверная разница была обнаружена в биоабсорбции цинка плодовыми телами *Gyroporus castaneus* и *Lepista nebularis*. Достоверно более высокое содержание хрома отмечено в плодовых телах *Amanita muscaria*.

Общеизвестно, что автотранспорт является одним из основных источников поступления в окружающую среду загрязняющих веществ, в том числе и рассматриваемых нами химических элементов [10, 11, 12, 15]. Поэтому для изучения влияния антропогенной деятельности на процесс накопления тяжелых металлов и мышьяка образцы плодовых тел и почвы отбирались в непосредственной близости от оживленной автомагистрали.

В результате было установлено достоверное воздействие автотранспорта на прилегающие к автомагистрали экосистемы (табл. 4).

Установлено, что в плодовых телах *Lepista nebularis* и *Lycoperdon perlatum*, собранных в этих условиях, содержание свинца было достоверно большим в сравнении с базидиомами, собранными в фоновых экосистемах. Однако для базидиом *Russula xerampelina* статистически значимой разницы между двумя изученными типами экосистем не выявлено. Вероятно, это объясняется низкой миграционной способностью свинца, основная масса которого концентрируется в подстилке и гумусоаккумулятивном горизонте, где развивается мицелий сапротрофов. Мицелий же микоризообразующих видов располагается в более глубоких горизонтах по-

Таблица 3. Среднее содержание тяжелых металлов и мышьяка в плодовых телах некоторых базидиальных макромицетов в различных местообитаниях

Вид	Место отбора проб	Среднее содержание элементов, мг/кг воздушно-сухой массы				
		Ni	Pb	Zn	Cr	As
<i>Amanita muscaria</i>	МПУ	2,42±0,32	1,86±0,24	103,10±6,87	1,50±0,32*	19,86±3,76*
	лесная заповедная экосистема	2,96±0,45	1,04±1,49	88,09±16,19	0,90±0,17	5,17±5,28
<i>A. phalloides</i>	МПУ	2,23±0,43	5,61±1,04*	35,71±4,97	0,44±0,15	5,01±1,32*
	лесная заповедная экосистема	2,56±0,41	0,99±0,18	36,60±11,52	1,74±1,30	-
<i>Gyroporus castaneus</i>	МПУ	2,31±0,61	3,58±1,35	212,48±57,60*	0,32±0,08	5,72±2,18
	лесная заповедная экосистема	2,73±0,38	2,30±0,13	82,73±25,16	0,50±0,14	6,01±2,53
<i>Lactarius deliciosus</i>	МПУ	2,89±0,57	-	129,12±25,94	0,51±0,12	113,7±20,11*
	лесная заповедная экосистема	3,23±0,37	-	138,25±33,82	0,65±0,13	12,31±4,92
<i>Lepista nebularis</i>	МПУ	2,50±0,29	4,48±0,56	109,65±12,34*	0,62±0,10	44,22±5,86*
	лесная заповедная экосистема	2,62±0,22	3,77±2,92	73,35±11,85	0,66±0,74	4,98±3,80
<i>Macrolepiota procera</i>	МПУ	4,86±2,09	4,76±1,32	70,55±16,63	0,71±0,09	94,69±17,09*
	лесная заповедная экосистема	4,55±2,19	5,28±4,01	77,34±11,65	0,41±0,17	5,27±2,91
<i>Tricholoma terreum</i>	МПУ	2,75±0,29	8,19±1,89*	134,05±21,82	0,44±0,06	21,56±8,52*
	лесная заповедная экосистема	2,46±0,29	2,22±0,48	125,78±20,43	0,60±0,29	-

Примечание: * – разница статистически значима ($p < 0,05$); «-» – менее порога количественного определения метода

Таблица 4. Среднее содержание тяжелых металлов и мышьяка в плодовых телах некоторых базидиальных макромицетов в различных местообитаниях

Вид	Место отбора проб	Среднее содержание элементов, мг/кг воздушно-сухой массы				
		Ni	Pb	Zn	Cr	As
<i>Lepista nebularis</i>	автомагистраль М5	2,52±0,39	9,12±1,56*	59,83±3,69	0,69±0,32	6,12±1,74
	лесная заповедная экосистема	2,62±0,22	3,77±2,92	73,35±11,85	0,66±0,74	4,98±3,80
<i>Lycoperdon perlatum</i>	автомагистраль М5	2,81±0,16	23,88±1,84*	171,13±29,67	0,71±0,25	24,69±6,50
	лесная заповедная экосистема	2,92±0,33	17,00±1,74	150,8±42,40	0,66±0,10	27,01±6,53
<i>Russula xerampelina</i>	автомагистраль М5	2,41±0,47	4,96±1,50	75,16±13,67	0,72±0,15	-
	лесная заповедная экосистема	2,56±0,37	2,83±1,09	67,87±13,18	0,81±0,15	-

Примечание: * – разница статистически значима ($p < 0,05$); «-» – менее порога количественного определения метода

чвы, куда соединения свинца практически не попадают. Интересным оказался и тот факт, что содержание свинца в почве в этих условиях не превышало ПДК и было всего лишь в 1,6 раза выше регионального фона. Однако зафиксированное достоверное увеличение содержания свинца в плодовых телах грибов говорит о его активном вовлечении в биогеохимические циклы. В этом случае преимущество биоиндикации перед химическими и инструментальными методами аналитического контроля очевидно.

Приведенные данные позволяют заключить, что некоторые виды базидиальных макромицетов могут использоваться в качестве

высокоинформативных биоиндикаторов загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами и мышьяком. С учетом специфичности в накоплении рассматриваемых химических элементов в качестве потенциальных биоиндикаторов, привлекательных для экологического мониторинга, можно предложить следующие виды шляпочных грибов: *Agaricus bitorquis* и *Hebeloma sp.* – в отношении загрязнения наземных экосистем никелем, *Agaricus bitorquis*, *Amanita phalloides*, *Hebeloma sp.*, *Lepista nebularis*, *Lycoperdon perlatum* и *Tricholoma terreum* – свинцом, *Agaricus bitorquis* и *Lepista nebularis* – цинком, *Agaricus bitorquis*, *Amanita muscaria* и

Hebeloma sp. – хромом, *Amanita muscaria*, *Lactarius deliciosus*, *Lepista nebularis*, *Macrolepiota procera* и *Tricholoma terreum* – мышьяком. В некоторых случаях результаты, полученные с использо-

ванием видов-биоиндикаторов, позволяют объективно оценить степень антропогенной трансформации лесных экосистем уже на начальных ее этапах.

Список использованной литературы:

1. Ермаков В.В., Ковальский В.В. Биологическое значение селена. – М.: Наука, 1974. – 298 с.
2. Иванов А.И. Биота макромицетов лесостепи правобережного Поволжья: Дисс. ... докт. биол. наук. – М.: МГУ, 1992. – 289 с.
3. Иванов А.И., Блинохватов А.Ф. О роли базидиальных макромицетов в трансформации ультрамикроразнообразия в экосистемах I. Биоабсорбция селена // Микология и фитопатология. 2003. Т. 37. Вып. 1 С. 70–75.
4. Поддубный А.В., Христофорова Н.К. Оценка качества среды по содержанию тяжелых металлов в опенке осеннем *Armillaria mellea* // Микология и фитопатология. 1999. Т. 33. Вып. 4. С. 271–275.
5. Чураков Б.П., Зырянова У.П., Пантелеев С.В., Морозова Н.В. Тяжелые металлы в представителях различных эволюционных групп грибов // Микология и фитопатология. 2004. Т. 38. Вып. 2 С. 68–77.
6. Шеглов А.И., Цветнова О.Б. Грибы – биоиндикаторы техногенного загрязнения // Природа. 2002. №11. С. 7–16.
7. Baeza A., Cuillén J. Influence of the soil bioavailability of radionuclides on the transfer of uranium and thorium to mushrooms // Applied Radiation and Isotopes. 2006. Vol. 64. №9. P. 102–106.
8. Barcan V. Sh., Kovnatsky E. F., M. S. Smetannikova. Absorption of Heavy Metals in Wild Berries and Edible Mushrooms in an Area Affected by Smelter Emissions // Water, Air, & Soil Pollution. 1998. Vol. 103. P. 173–195.
9. Borovička J., Štanda Z. Distribution of iron, cobalt, zinc and selenium in macrofungi // Mycological Progress. 2007. Vol. 6. №4. P. 249–259.
10. Carvalho M., Pimentel A., Fernandes B. Study of heavy metals in wild edible mushrooms under different pollution conditions by X-ray fluorescence spectrometry // Analytical Sciences: the International Journal of the Japan Society for Analytical Chemistry. 2005. Vol. 21. №7. P. 747–750.
11. Cayir A., Coskun M. Determination of atmospheric heavy metal pollution in Canakkale and Balıkesir provinces using lichen (*Cladonia rangiformis*) as a bioindicator // Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 2007. Vol. 79. №4. P. 367–370.
12. Cuny D., Haluwyn C. Pesch R. Biomonitoring of Trace Elements in Air and Soil Compartments Along the Major Motorway in France // Water, Air, & Soil Pollution. 2001. Vol. 125. №1. P. 273–290.
13. Demirbae A. Heavy metal bioaccumulation by mushrooms from artificially fortified soils // Food Chemistry. 2001. Vol. 74. №3. P. 293–301.
14. Ingrao G., Belloni P., Santaroni G.P. Mushrooms as biological monitors of trace elements in the environment // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. 1992. Vol. 161. №1. P. 113–120.
15. Kалаи P., Svoboda L., Навлников B. Content of detrimental metals mercury, cadmium and lead in wild growing edible mushrooms: a review // Energy Education Science and Technology. 2004. Vol. 13. №1. P. 31–38.
16. Комбрек M., Чхратна V., Ытнчов J. Metal/metalloid contamination and isotopic composition of lead in edible mushrooms and forest soils originating from a smelting area // Environment International. 2007. Vol. 33. №5. P. 677–684.
17. Kuusi T., Laaksovirta K., Liukkonen-Lilja H., Lodenius M., & Piepponen S. Lead, cadmium, and mercury contents of fungi in the Helsinki // Annales Botanici Fennici. 1981. Vol. 16. P. 208–212.
18. Lodenius M., Kuusi T., Laaksovirta K. Lead, cadmium and mercury contents of fungi in Mikkeli, SE Finland // Annales Botanici Fennici. 1981. Vol. 18. P. 183–186.
19. Sesli E., Tьzen M. Levels of trace elements in the fruiting bodies of macrofungi growing in the East Black Sea region of Turkey // Food Chemistry. 1999. Vol. 65. №4. P. 453–460.
20. Spiegel H. Trace element accumulation in selected bioindicators exposed to emission along the industrial facilities of Danube Lowland // Turkish Journal of Chemistry. 2002. Vol. 26. P. 815–823.
21. Svoboda L., Zimmermannov K., Kалаи P. Concentrations of mercury, cadmium, lead and copper in fruiting bodies of edible mushrooms in an emission area of a copper smelter and a mercury smelter // The Science of the Total Environment. 2000. Vol. 246. №1. P. 61–67.
22. Vukojević V., Sabovljević M., Sabovljević A., Mihajlović N., Draić G., Vučinić T. Determination of heavy metal deposition in the county of Obrenovac (Serbia) using mosses as bioindicator II: cadmium (Cd), cobalt (Co), and chromium (Cr) // Archives of Biological Sciences, Belgrade. 2006. Vol. 58. №2. P. 94–104.
23. Yamaç M., Yıldıř D., Saękьrksь C., Zelikollu M., Solak H. Heavy metals in some edible mushrooms from the Central Anatolia, Turkey // Food Chemistry. 2007. Vol. 103. №2. P. 263–267.