

Влияние подвижных форм тяжелых металлов на микробиологическую активность почвогрунтов россыпной золотодобычи (на примере долины реки Джалинды, Приамурье)

О. А. СОРОКИНА, Л. М. ПАВЛОВА, В. И. КИСЕЛЕВ*

*Институт геологии и природопользования ДВО РАН
675000, Благовещенск, пер. Релочный, 1
E-mail: library@ascnet.ru*

* *Дальневосточный геологический институт ДВО РАН
690022, Владивосток, просп. 100 лет Владивостоку, 159*

АННОТАЦИЯ

В статье приведены результаты анализа валового содержания тяжелых металлов в почвогрунтах, отобранных в зоне длительного освоения месторождения россыпного золота, подвижных форм этих элементов, а также количественная характеристика эколого-трофических групп микробного сообщества почвогрунтов. Исследованные грунты характеризуются устойчивым обогащением такими элементами, как Co, Ni, Cr, Cu, Pb, Zn, As, Mo. Количество подвижных форм (относительно валового содержания) в зависимости от элемента варьирует от 0,5 до 54 %. Выявлена зависимость между показателями загрязнения и диапазонами численности основных эколого-трофических групп микроорганизмов. Установлены и проиллюстрированы зависимости между повышенными концентрациями подвижных форм некоторых тяжелых металлов и микробиологическими показателями.

Горнодобывающая промышленность является одним из наиболее значимых факторов антропогенного изменения биосферы в целом. При любых способах разработки месторождений заметное нарушение экологического равновесия в результате интенсивной эмиссии тяжелых металлов характерно не только для мест добычи, но и для прилегающих территорий. Спектр загрязнителей, образующихся в результате изменения геохимической обстановки в зоне отработки месторождения, весьма широк и вызывает ряд негативных изменений окружающей среды: состава и свойств атмосферного воздуха, грунтовых и поверхностных вод, почвенно-растительного покрова и, как следствие, биогеоценозов.

Наиболее полно степень антропогенного загрязнения территорий отражают почвы,

поскольку являются основным звеном биогеохимических циклов элементов, обладающим депонирующим характером. Круговорот элементов проходит через почву вне зависимости от того, в какую среду и в какой форме исходно поступили поллютанты. Кроме того, почвы – относительно малоподвижная природная среда по сравнению с атмо- и гидросферой, и миграция загрязняющих веществ в ней происходит медленнее. Эти специфические особенности характеризуют почву как “идеальный” объект для изучения влияния загрязняющих веществ на компоненты биогеоценоза. Как правило, основной характеристикой экологического состояния почв являются показатели уровня загрязняющих веществ в них относительно зональных фоновых почв или разработанных государственных нормативов (ПДК).

Общее содержание загрязняющих веществ в почве – менее информативный показатель, чем в воде или воздухе. При повышенном уровне валового содержания тяжелых металлов в почвах негативное действие на сопредельные с почвой среды (природные воды, биоту) наблюдается только в случае высокой подвижности этих элементов. Поэтому основное значение для оценки степени загрязнения экосистемы тяжелыми металлами имеет не только валовое содержание элемента в почве, но и формы его нахождения, из которых важнейшими являются подвижные.

В последние годы изучению различных аспектов проблемы подвижных форм тяжелых металлов в почвах уделяется большее внимание: разработаны методы оценки потенциальной подвижности и токсичности тяжелых металлов в почвах [1], рассмотрена связь подвижности тяжелых металлов с почвенными химическими и минералогическими характеристиками [2–4]. Немало исследований поведения тяжелых металлов в природных и природно-техногенных системах [5, 6]; построены и исследованы статистические модели, связывающие уровни содержания подвижных форм тяжелых металлов с количеством их валовых форм, содержанием гумуса и т. д. [7].

Влияние различных поллютантов на биоту почв в настоящее время изучают, широко используя методы микробной индикации, основанные на сравнительной характеристике населяющих почву эколого-трофических групп микроорганизмов [8–14]. Разработаны базисные основы микробиологического мониторинга и выявлены закономерности воздействия тяжелых металлов, привнесенных в почву аэрогенным путем, на микробное сообщество (МСО) [8]; разработаны диагностические системы “тест – объект – процесс” на основе шкал диапазонов основных эколого-трофических групп микроорганизмов [15], составлены карты биогенности почв (Кольский п-ов), отражающие их самоочищающую способность [16]. Но вопросы определения критериев устойчивости и изменчивости микробных сообществ, диапазонов численности основных эколого-трофических групп микроорганизмов в условиях интенсивного техногенного геохимического ореола рассеяния элементов требуют доработки.

В Приамурье основным фактором техногенного воздействия на окружающую среду являются предприятия золотодобычи. Исследования химических показателей, характеризующих состояние почвенного покрова на техногенно-нарушенных территориях области, были до сих пор редкими и несистемными. Они носили частный характер (изучение подвижных форм микроэлементов в северной и западной частях территории Амурской области [17]), или посвящены оценке ртутного заражения отдельных районов [18] и выполнялись с использованием приближенно-количественных аналитических методов (тематические исследования ФГУГП “Амургеология”).

Изучения состава микробиоты таких экосистем также немногочисленны. Микробиологическому анализу подвергнуты фоновые техногенно-ненарушенные горные буро-таежные и аллювиальные дерновые почвы верхнего течения р. Большой Ольдой на севере области [19]. В почвах юга Приамурья диагностировали изменения с использованием микробиологических показателей [20]. Комплексная оценка степени нарушения почвенного покрова территорий золотодобычи на севере области практически отсутствует.

Поэтому цель нашей работы – исследование химического и микробиологического состава почв и почвогрунтов в зоне длительной отработки месторождения россыпного золота на севере Амурской области. В задачи входило определение валового содержания микроэлементов, концентрации их подвижных форм, а также количественных показателей основных эколого-трофических групп микробного сообщества и выявление зависимостей между концентрациями подвижных форм микроэлементов и микробиологическими показателями.

КРАТКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ИЗУЧАЕМОГО РАЙОНА И МЕТОДИКА РАБОТ

Исследовали почвогрунты долины р. Джалинды (рис. 1) (правый приток р. Уркан, бассейн р. Зея). Это старейший район золотодобычи, в пределах которого начиная с конца XIX в. и по настоящее время (более 130 лет) отрабатывается месторождение россыпного золота открытым способом с помощью различ-

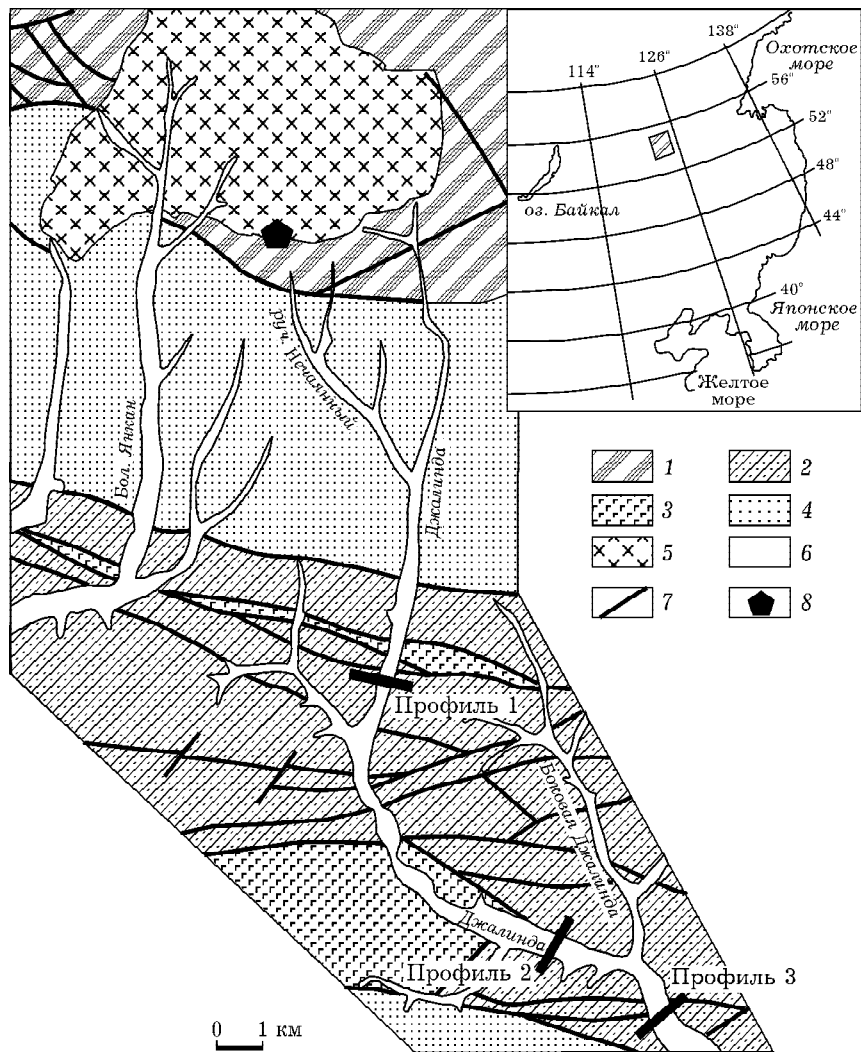


Рис. 1. Схематическая геологическая карта бассейна верхнего течения р. Джалинды. Составлена по материалам ФГУП "Амургеология". 1 – глубокометаморфизованные докембрийские (?) комплексы Сибирского кратона; 2 – среднепалеозойские (?) образования Монголо-Охотского складчатого пояса (метавулканиты основного состава, метакремни, метаграувакки); 3 – среднепалеозойские (?) метагаббро и метаультрабазиты офиолитового комплекса; 4 – средне-верхнеюрские конгломераты и песчаники; 5 – раннемеловые гранодиориты, кварцевые диориты Джалиндинского массива; 6 – верхне-четвертичные отложения речных долин; 7 – главные разломы; 8 – месторождение Кировское (Джалиндинское)

ных средств механизации (золотопромывочные машины, драги и т. д.). В 1934 г. в верховьях р. Джалинды открыто коренное месторождение золота, названное Кировским (Джалиндинским). С 1934 по 1961 г. на этом месторождении интенсивно добывалось рудное золото, в связи с чем построена фабрика по извлечению золота из руд, что вносило значительный вклад в общую техногенную нагрузку на биогеоценозы долины реки.

Подстилающими породами месторождения являются палеозойские палеоокеанические

комплексы восточного сегмента Монголо-Охотского складчатого пояса. Последние представлены зеленокаменно-измененными вулканитами основного состава, метапесчаниками (кварц-эпидот-хлоритовыми, серицит-кварцевыми сланцами), встречаются тела габбро и ультрабазитовых серпентинитов. Все эти породы характеризуются тектонической нарушенностью, что обуславливает высокую скорость их химического и физического выветривания и преобразования в делювиально-пролювиальные и аллювиальные отложения.

При освоении россыпных месторождений золота на первой стадии на значительных территориях уничтожается почвенно-растительный покров, разрушаются лесные массивы, выполняющие водоохранно-защитную и стокорегулирующую функции из хозяйственного оборота изымаются сенокосные и охотничьи земли, в отвалах накапливаются большие объемы вскрышных пород, становящихся причиной длительного геохимического пресса на составляющие биоценозов. Кроме того, в широких пределах вокруг осваиваемых месторождений нарушается режим подземных и поверхностных вод, формируется новый техногенный рельеф и практически полностью уничтожаются биологические компоненты природных ландшафтов. В дальнейшем при вскрытии полигонов происходит нарушение окислительно-восстановительного потенциала: за счет окисления сульфидов появляются минеральные новообразования легкорастворимых в воде сульфатов, арсенатов, гидроксидов и др., которые, мигрируя с поверхностными и подземными водами, являются источником рассеивания химических элементов, в том числе и токсичных, выщелачиваемых из подстилающих геологических пород.

Экологические проблемы, возникшие в процессе эксплуатации Джалиндинского месторождения золота, – типичные для золотороссыпных месторождений области. Это обстоятельство позволяет рассматривать исследуемый объект как модель для изучения процессов, происходящих в биогеоценозах, испытывающих длительный техногенный прессинг предприятий золотодобычи.

В районе исследуемого объекта выделяют низкогорный и равнинный типы рельефа, представленные лиственничными, березово-лиственничными лесами на горных буротажных почвах, и обширными болотами – марями с болотными почвами среднетаежной подзоны [21]. Пойма р. Джалинды широкая, местами террасированная, с сетью многочисленных проток, с небольшими озерами и фрагментами заболоченных участков. В долине реки преобладают дражные отвалы высотой до 4 м; на отдельных участках сформированы новое русло и новые берега.

Для количественной оценки химического состава почвогрунтов с глубины 0–10 и 10–

20 см в течение летнего сезона 2002 г. отобраны образцы по трем профилям, проложенным перпендикулярно долине р. Джалинды и отстоящим друг от друга на первые километры (см. рис. 1). Внутри профиля расстояние между точками отбора составляло 100 м, крайние точки находились на бортах долины. Всего отобрано 40 образцов; масса каждой пробы составляла более 0,5 кг. Из этого материала выделена фракция размером частиц менее 1 мм, которая затем измельчалась. Элементный анализ отобранных проб проведен в лаборатории аналитической химии ДВГИ ДВО РАН (г. Владивосток). Количественные содержания элементов (As, B, Ba, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, P, Sr, V, Zn), относящиеся к I–III классам опасности [22], определялись в пробах атомно-эмиссионным (PLASMAQUANT 110, *Analytik Jena*, Германия) методом. Вскрытие материала осуществлялось смесью азотной, хлорной и фтористоводородной кислот в платиновых тиглях. После ряда операций вещество переводилось в 1N раствор азотной кислоты и выполнялось количественное измерение элементного состава. Подвижные формы элементов (часть от валового содержания элементов, которая переходит в раствор под воздействием определенных экстрагентов, в данном случае близких по составу к почвенным растворам) определяли ацетат-уксусной методикой при pH 6. В процессе анализа для контроля использовали стандартные образцы JG-3 и JSI-1 геологической службы Японии. Расчеты содержаний исследуемых элементов в пробах проведены с использованием программного обеспечения спектрометра Plasmaquant 110 (версия 1,5). Относительное стандартное отклонение для всех элементов не превышает 5,0 %.

Расчет суммарного показателя загрязненности (СПЗ) выполняли по формуле [22]:

$$Z_{СПЗ} = SK - (n - 1),$$

где K – коэффициент концентрации, $K = c/c_k$ (c – концентрация элемента в пробе, г/т, c_k – кларк в земной коре, г/т), n – число элементов, принимаемых в расчет. При расчете использован средневзвешенный состав верхней коры по К. Г. Ведеполю [23]. Для оценки СПЗ использовали градацию согласно методическим указаниям (МУ 2.1.7.730–99) по

гигиенической оценке качества почвы населенных мест [22].

Для микробиологического анализа образцы почвогрунтов отбирали в тех же точках с соблюдением правил асептики. Определение численности основных эколого-трофических групп микроорганизмов проводили методами почвенной микробиологии [24] на агаризованных питательных средах в трехкратной повторности. Количество микроорганизмов, утилизирующих органические азотсодержащие соединения (аммонификаторы) и характеризующих степень биологической активности почв, учитывали на мясо-пептонном агаре (МПА). Количество прототрофов, использующих минеральные формы азота, определяли на крахмало-аммиачном агаре (КАА). На среде Эшби проводили учет олигонитрофильных микроорганизмов, способных развиваться в обедненном питательными веществами субстрате и, ассимилируя их из рассеянного состояния, тем самым увеличивать плодородие почв. Учет микроскопических грибов осуществляли на сусло-агаре (СА). Рассчитывали показатели структуры микробного сообщества: коэффициент минерализации (или иммобилизации азота) – $K_{\text{мин}} = N \cdot \text{КАА} / N \cdot \text{МПА}$; коэффициент олиготрофности (по азоту) – $K_{\text{олиг}} = N \cdot \text{Эшби} / N \cdot \text{МПА}$; где N – количество микроорганизмов на соответствующих питательных средах [25].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Промышленное извлечение тяжелых металлов из руд принципиально изменило их геохимические циклы, и концентрации многих элементов в природной среде повысились в десятки и сотни раз. Открытый способ добычи минерального сырья на горнодобывающих предприятиях только усугубляет эту тенденцию.

Загрязнением абиотических или биотических сред считается увеличение содержания элементов или веществ, вызывающее негативные токсико-экологические последствия. Зачастую в литературе, посвященной проблеме загрязнения природной среды, некоторые небιοгенные элементы, такие как V, Ni, Fe, Mn, Hg, Cd, Ta, Co, Cu, Pb, Sb, As, Mo, Cr, Sn, Zn, Ba, условно называют тяжелыми металлами. С другой стороны, часть из

этих элементов (Fe, Cu, Zn, Se, Mn, Mo, Co) в очень малых концентрациях активно участвует в биологических процессах, входя в состав многих ферментов, и тогда они называются микроэлементами. Для всего живого эти микроэлементы могут стать опасными, токсичными только в больших, избыточных концентрациях, тогда как Pb, Cd, As, Hg ядовиты в любых концентрациях. По степени воздействия на живые организмы химические элементы подразделяются на 3 класса опасности и особо токсичными считаются As, Cd, Pb, Hg.

Результаты анализа химического состава образцов почвогрунтов долины р. Джалинды (месторождение россыпного золота), приведенные в табл. 1 и 2, свидетельствуют об интенсивных процессах техногенного загрязнения тяжелыми металлами долины реки. Как следует из полученных расчетов (табл. 2), суммарный показатель загрязнения варьирует в широких пределах. В районе профиля 1 почвогрунты днища долины характеризуются опасной степенью загрязнения – 66,8. Для профиля 2 этот показатель соответствует умеренно опасной (17,8) и для профиля 3 – допустимой (14,7) степени загрязнения.

Распределение анализируемых элементов в почвогрунтах в зависимости от места отбора неравномерное (см. табл. 1). Общей закономерностью является устойчивое обогащение почвогрунтов такими элементами, как Co, Ni, Cr, Cu, Pb, Zn; в некоторых образцах этот ряд пополняется As и Mo. В частности, образцы почвогрунтов, отобранные по первому профилю, характеризуются максимальным обогащением As, Cu, Mo, Pb, Zn. По мере удаления от источника загрязнения (образцы второго и третьего профилей) концентрация этих элементов заметно снижается.

Анализ подвижных форм этих элементов показал, что в среднем их количество (относительно валового) варьирует от 0,5 до 54 %. По соотношению количества подвижных форм тяжелых металлов к валовому проанализированные элементы условно можно разделить на три группы. К первой группе отнесли элементы с количеством подвижных форм от 10 % и более (Mo, Mn, Sr, Ba). Наибольшее количество подвижных форм образует Mo: до 54 % от валового содержания. Во вторую группу отнесены элементы, количество подвижных форм которых состав-

Элемент	Профиль 1							
	О-1-Р		О-2-Р		О-3-Р		О-4-Р	
	Вал	ПФ	Вал	ПФ	Вал	ПФ	Вал	ПФ
As	33,4	3,10	30,0	0,82	13,1	< 1,0	17,8	< 1,0
B	7,59	0,13	2,93	0,13	4,06	0,12	2,95	0,12
Ba	1109	16,4	580	63,9	871	55,0	432	46,5
Co	38,2	3,01	67,2	1,79	49,1	2,01	65,9	3,05
Cr	241	3,93	162	1,58	184	1,57	139	1,23
Cu	995	199	244	24,4	34,9	1,22	199	4,61
Li	16,4	0,43	21,6	0,23	25,7	0,12	14,8	0,15
Mn	438	187	971	181	929	269	789	206
Mo	12,3	2,10	7,75	1,42	0089	< 1,0	2,24	1,31
Ni	46,1	4,52	94,4	2,64	73,5	1,66	73,8	2,18
Pb	59,5	13,7	51,0	3,00	26,0	1,50	43,0	2,00
P	859	0,74	677	4,44	608	5,86	1089	19,8
Sr	463	29,3	268	34,2	191	17,9	212	19,7
V	89,2	3,79	125	0,34	115	0,34	148	0,36
Zn	48,1	12,8	72,1	2,83	66,6	0,92	68,1	6,95

Примечание. Содержание элемента – в г/т, Вал – валовое содержание элемента, ПФ – подвижные

Коэффициенты концентраций и суммарный показатель загрязнения

Место взятия образца	Коэффициенты						
	As	B	Ba	Co	Cr	Cu	Mn
Профиль 1	15,5	0,2	1,2	4,4	5,0	36,0	1,0
Профиль 2	3,6	0,1	1,1	5,1	3,8	3,3	1,6
Профиль 3	3,8	0,1	0,9	4,0	3,5	3,0	1,5

ляет от 4 до 10 % (Pb, Cu, As, Ni, Zn, B, Co), в третью – менее 4 % (P, Li, Cr, V). Таким образом, большая часть токсичных элементов находится в почвогрунтах в труднорастворимых формах, которые попадают в биологический круговорот при изменении окислительно-восстановительных условий окружающей среды, а именно в процессе химического выветривания коренных пород, в состав которых входят хромит, оливин, орто- и клинопироксены, и сульфидных минералов, содержащихся в рудах (халькопирит, пирротин, арсенопирит, галенит, молибденит и др.).

Реакции микробных популяций (соотношение различных трофических групп микроорганизмов) относят к числу наиболее чувстви-

тельных тестов, сигнализирующих о разнообразных трансформациях параметров окружающей среды [8]. Анализ показателей, характеризующих эколого-трофические группы микробного сообщества почвогрунтов территории исследуемого золотороссыпного месторождения, выявил следующие особенности (табл. 3). Пул микроорганизмов, участвующих в минерализации органоминеральных комплексов, в наиболее загрязненных точках (профиль 1) составляет величины на порядок ниже по сравнению с участками, характеризующимися допустимой степенью загрязнения (профили 2, 3) и приведенными для сравнения фоновыми зональными почвами. С этой целью нами приведены количественные показатели эколого-трофических

Т а б л и ц а 1

Химический состав некоторых образцов почв

О-5-Р		О-9-Р		О-10-Р		О-12-Р		О-14-Р	
Вал	ПФ	Вал	ПФ	Вал	ПФ	Вал	ПФ	Вал	ПФ
2,26	0,28	14,9	0,33	2,68	< 1,0	1,91	< 1,0	28,4	< 1,0
2,72	0,13	2,58	0,12	2,72	0,13	1,90	0,12	2,14	0,13
400	45,4	616	63,9	813	48,7	672	71,6	770	99,8
89,8	4,22	53,1	1,43	63,9	1,68	44,7	2,01	49,2	1,69
646	4,61	151	1,09	142	0,76	144	1,55	84,7	0,77
29,2	0,46	59,2	4,79	48,4	5,41	33,1	2,44	74,9	4,14
8,48	0,15	24,8	0,22	41,8	0,31	19,9	0,13	27,6	0,32
658	257	849	277	1028	302	861	219	727	268
< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 100	2,81	1,44
806	18,7	75,2	3,29	76,3	4,94	51,4	2,85	39,8	3,18
43,0	3,50	44,0	2,10	36,0	2,00	31,0	1,50	53,0	2,50
501	22,7	654	5,28	908	2,13	592	15,70	792	5,86
159	14,3	212	24,1	107	12,9	209	13,6	229	43,1
55,4	0,44	110	0,40	158	0,33	90,9	0,46	90,3	0,03
77,5	7,44	71,1	2,21	109	6,33	53,4	0,76	95,9	3,42

формы элемента.

Т а б л и ц а 2

(Z_{СПЗ}) почв, рассчитанный относительно среднего содержания элементов в верхней коре по Ведыполю [18]

концентраций							Z _{СПЗ}
Mo	Ni	Pb	P	Sr	V	Zn	
4,5	3,5	3,0	1,1	1,0	2,0	1,4	66,8
0,6	3,6	2,4	1,1	0,5	2,3	1,6	17,8
1,0	2,9	2,3	0,9	0,6	1,8	1,3	14,7

групп микроорганизмов горных буро-таежных и аллювиальных дерновых зональных почв севера Амурской области (верховье р. Большой Ольдой) [19], находящихся вне зоны действия россыпной золотодобычи. Микроорганизмы, адаптированные к невысокой концентрации металлов, реагируют на ее возрастание. Это проявляется в подавлении биохимической функции некоторых групп микроорганизмов, в частности фиксаторов атмосферного азота.

Повышенное содержание тяжелых металлов в почвогрунтах (профиль 1) вызывает изменение таксономического состава микробного сообщества в сторону уменьшения как количества, так и разнообразия микроорганизмов. Подобная тенденция прослеживается

для бактерий, потребляющих минеральные формы азота, актиномицетов и олигонитрофилов. Количественные показатели перечисленных групп микроорганизмов в точках профилей 2, 3 соотносимы с показателями для незагрязненных фоновых почв.

Наиболее показательной мерой роста антропогенной нагрузки являются пределы варьирования численности микроорганизмов [26, 27]. Действительно, разброс значений численности аммонификаторов и олигонитрофилов в образцах почв первого профиля, который характеризуется высокой степенью загрязнения, значительно шире, чем для профилей 2 и 3. Разница минимально-максимальных значений численности в профиле 1 достигает 84 раза для аммонификаторов, 96 –

Характеристика эколого-трофической структуры почвогрунтов долины реки Джалинда

Показатель	Глубина взятия образца, см	Фоновые гор- ные буро-та- ежные почвы [по 8]	Профиль		
			1	2	3
Аммонификаторы, тыс. КОЕ/г	0-10	620-4600	80-6700	820-18 100	1160-3290
	10-20	500-4700	126-3410	1090-8700	168-1900
Олигонитрофилы на среде Эшби, тыс. КОЕ/г	0-10	4000-8200	240-360	2530-30 200	780-20 100
	10-20	2800-10 000	140-13 500	1040-12 300	590-10 200
$K_{\text{мин}}$		0,1-1,7	1-106	2-17	2-9
$K_{\text{олиг}}$		0,45-11,2	0,3-23,4	0,7-81	0,7-4,6
Бактерии на КАА, тыс. КОЕ/г	0-10	-	390-30 900	5400-41 400	5700-11 000
	10-20	-	500-24 200	4800-23 800	860-18 100
Актиномицеты, тыс. КОЕ/г	0-10	460-6000	10-3550	300-8400	1500-3900
	10-20	100-620	10-6100	300-2600	100-2700
Микроскопические грибы на СА, тыс. КОЕ/г	0-10	20-1100*	1,0-14	0,6-48	3,1-62
	10-20	120-340*	0,8-10,5	1,2-56	1,3-14,5
$Z_{\text{СПЗ}}$, средний по профилю		< 16,0 [22]	66,8	17,8	14,7

П р и м е ч а н и е: КОЕ – колониеобразующая единица; прочерк – нет данных; * – выделены на среде Чапека.

для олигонитрофилов, 80 – для бактерий, использующих минеральный азот; в остальных профилях – 22–11, 12–26 и 7–21 раз соответственно, для фоновых почв – 9 и 4 раза соответственно. Разброс минимально-максимальных значений для актиномицетов подтверждает отмеченную тенденцию: в точках профиля 1 составляет 35–61 раз, в точках профилей 2 и 3 – от 3 до 28 раз, тогда как в фоновых почвах – всего лишь 6–13 раз. Выявленная закономерность соотношения эколого-трофических групп для загрязненных тяжелыми металлами почв с разной степенью антропогенной нагрузки согласуется с данными, полученными другими исследователями [8, 28].

Деятельность почвенной микробиоты как компонента экосистемы тесно связана с естественной способностью природной среды к самоочищению и самовосстановлению, о чем свидетельствует также коэффициент минерализации. Наиболее высокий показатель микробиологической минерализации ($K_{\text{мин}}$ 1–106) отмечен для почвогрунтов профиля 1, что является косвенным свидетельством высокой степени загрязнения тяжелыми метал-

лами. Для грунтов профилей 2 и 3 этот показатель представлен также высокими значениями (2–17) по сравнению с фоновыми почвами (0,1–1,7), что свидетельствует о процессах самоочищения в местах загрязнения тяжелыми металлами.

Слабая обеспеченность почв органическими компонентами обуславливает развитие олигонитрофильных форм микроорганизмов, которые используют элементы питания из “рассеянного” состояния, обогащая тем самым бедные почвы. В загрязненных грунтах коэффициент олиготрофности варьирует в широких пределах и достигает значительных величин (23–81). Повышение олиготрофности при низкой продуктивности почв свидетельствует о загрязнении тяжелыми металлами и о значительном влиянии загрязнения на почвенную микробиоту.

Почвенные грибы – главнейшие компоненты микробоценозов почв северных лесов. Основные их функции в биогеоценозе – трансформация органического вещества и биогеохимические преобразования ряда элементов. Поэтому микроскопические грибы

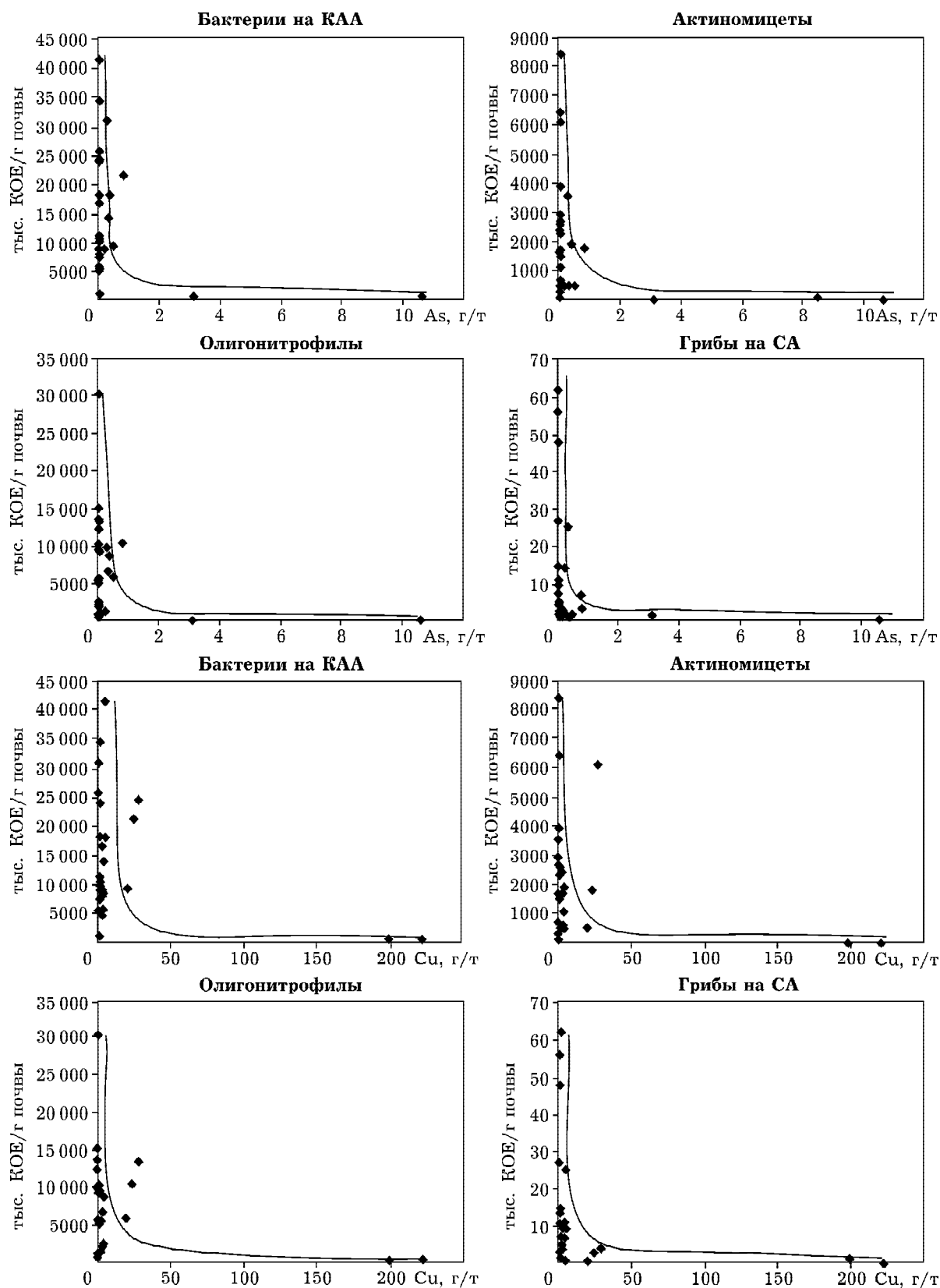


Рис. 2. Графики зависимости биологических показателей и содержания отдельных микроэлементов в почве (подвижные формы)

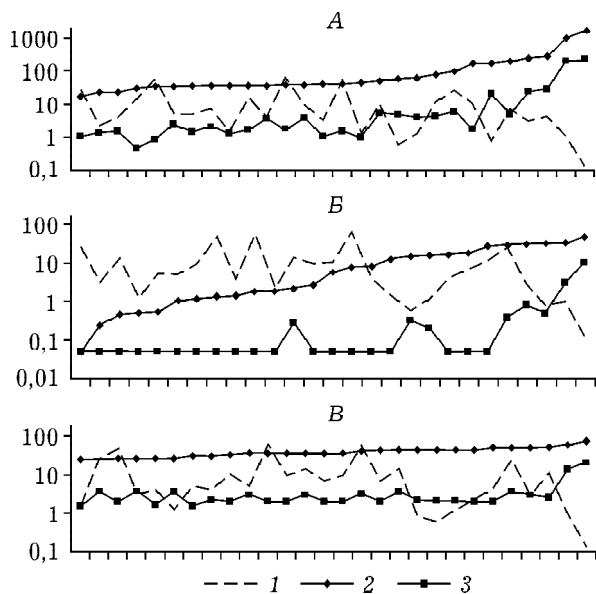


Рис. 3. График зависимости численности грибов на сусло-агаре от содержания тяжелых металлов (здесь и на рис. 4-6 А - медь, Б - мышьяк, В - свинец) в почвах.

1 - численность грибов на сусло-агаре, тыс. КОЕ/1 г; 2 - валовое содержание микроэлемента, г/т; 3 - содержание подвижных форм микроэлементов в почве, г/т

наиболее устойчивы к действию высоких концентраций тяжелых металлов [29]. Однако проблема взаимодействия микроскопических грибов и тяжелых металлов неоднозначна. При длительном влиянии тяжелых металлов меняется таксономическая структура комплексов почвенных микроскопических грибов в сторону "концентрирования доминирования". Микроскопические грибы, в свою очередь, могут изменять состояние тяжелых металлов в почве, понижая или повышая их подвижность и биодоступность [30]. Численность микроскопических грибов в обследованных почвогрунтах последовательно возрастает по мере уменьшения загрязнения (см. табл. 3). Сравнение данных показателей с фоновыми почвами невозможно, поскольку эту группу организмов выделяли на разных средах.

Нормальные ростовые процессы для микроорганизмов ограничены определенными пределами концентраций тяжелых металлов. Механизмы действия тяжелых металлов на микроорганизмы довольно разнообразны. Наиболее опасны для биоты мобильные формы тяжелых металлов, присутствующие в почве. Максимальной чувствительностью к тяжелым металлам отличаются азотобактерии,

нитрифицирующие бактерии, потребляющие минеральный азот, и споровые бактерии. В отношении влияния тяжелых металлов на актиномицеты мнения авторов противоречивы: одни отмечают ингибирующий эффект, другие выявили резистентные к ним формы [8].

В исследованных образцах зависимость микробиологических показателей почв от количества подвижных форм элементов сложная. Например, повышенные концентрации таких элементов, как As, Cu, Pb, Zn, явно снижают биологическую активность, выражающуюся в количественном показателе (КОЕ/1 г). В качестве примера в графическом виде такая зависимость проиллюстрирована на рис. 2 (последовательность точек на графиках выстроена с учетом увеличения показателя валовой концентрации элемента в логарифмической шкале значений). Для других проанализированных элементов такая зависимость не столь очевидна или носит более сложный характер.

В естественных природных условиях сложно определить границы естественного состояния микробных комплексов, невозможно четко разграничить влияние каждого из элементов, но некоторую тенденцию снижения численности организмов с увеличением коли-

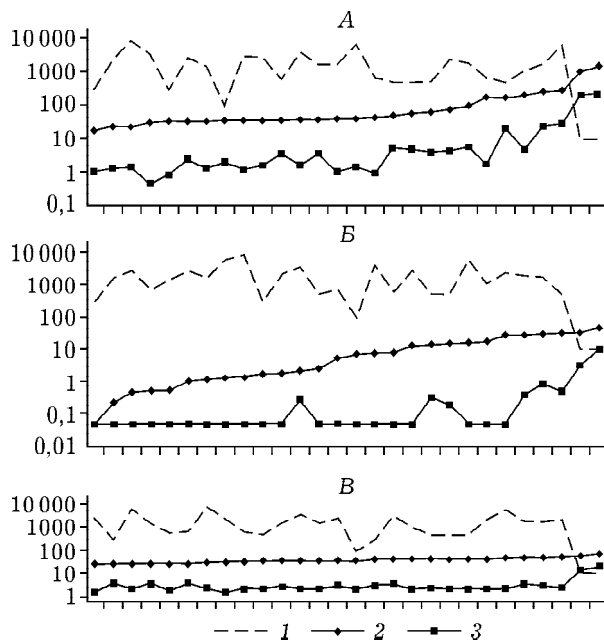


Рис. 4. График зависимости численности актиномицетов от содержания тяжелых металлов в почвах.

1 - численность актиномицетов, тыс. КОЕ/1 г; 2 - валовое содержание микроэлемента, г/т; 3 - содержание подвижных форм микроэлементов в почве, г/т

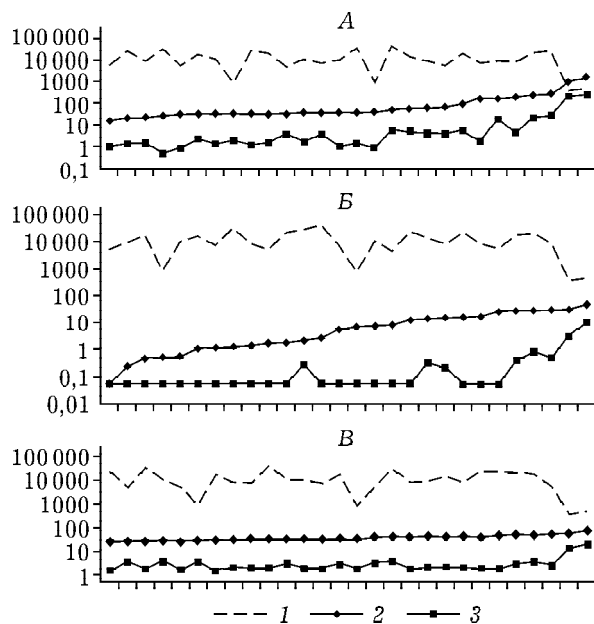


Рис. 5. График зависимости численности бактерий на КАА (крахмало-аммиачном агаре) от содержания тяжелых металлов в почвах.

1 – численность бактерий на КАА, тыс. КОЕ/1 г; 2 – валовое содержание микроэлемента, г/т; 3 – содержание подвижных форм микроэлементов в почве, г/т

чества подвижных форм элемента все же можно проследить. Анализируя в целом действие тяжелых металлов на трофические группы микроорганизмов, можно отметить наибольшее их угнетение под влиянием подвижных форм As, Cu, Pb, что и продемонстрировано на рис. 3–6. Степень токсичности тяжелых металлов зависит от того, в какой форме они присутствуют в среде [8]. Отображенные на графике зависимости валовой концентрации, концентрации подвижных форм тяжелых металлов и количества почвенных микроорганизмов позволяют подтвердить сделанный вывод.

ВЫВОДЫ

Таким образом, длительная отработка россыпных месторождений золота в условиях севера Амурской области приводит к интенсивной эмиссии тяжелых металлов из вскрываемых горных пород в верхние горизонты почвенного профиля (почвогрунты), в связи с чем образуются зоны с разной степенью суммарного загрязнения тяжелыми металлами – от опасной до допустимой. Содержание

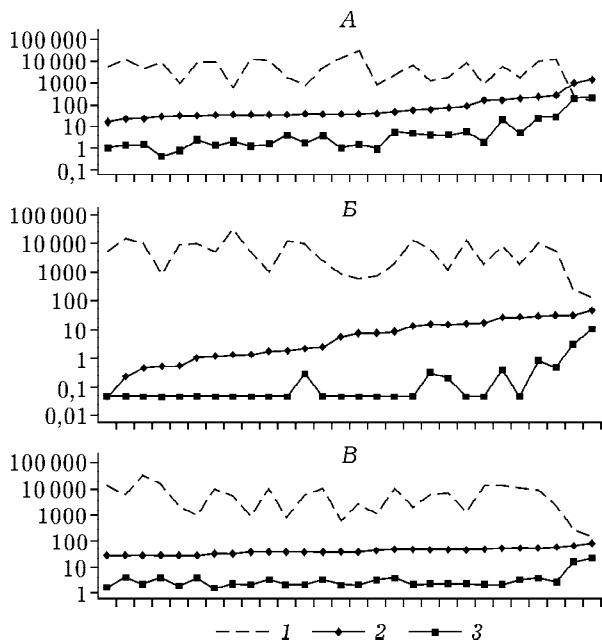


Рис. 6. График зависимости численности олигонитрофилов от содержания тяжелых металлов в почвах.

1 – численность олигонитрофилов, тыс. КОЕ/1 г; 2 – валовое содержание микроэлемента, г/т; 3 – содержание подвижных форм микроэлементов в почве, г/т

подвижных форм тяжелых металлов составляет от 0,5 до 54 % их валового количества. Количественное соотношение эколого-трофических групп микроорганизмов в обследованных почвогрунтах подтверждает закономерности, выявленные для антропогенно-нарушенных экосистем в результате привнесения тяжелых металлов аэротехногенным путем. Расширение пределов варьирования численности разных эколого-трофических групп микроорганизмов свидетельствует о возрастающей роли антропогенной нагрузки в местах длительной россыпной золотодобычи. Впервые продемонстрированы зависимости количественного состояния некоторых групп микроорганизмов и подвижных форм токсичных элементов в природных условиях. На примере некоторых элементов (Cu, As, Pb) показана тенденция резкого снижения количества олигонитрофилов, актиномицетов, микроскопических грибов в точках, соответствующих определенной высокой концентрации подвижных форм этих элементов.

Авторы благодарят канд. биол. наук Л. Н. Щапову (БПИ ДВО РАН) за помощь в проведении микробиологических исследований.

Работа выполнена при поддержке гранта Российского фонда фундаментальных исследований (№ 08-05-00232-а).

ЛИТЕРАТУРА

1. C. M. Davidson, A. L. Duncan, D. Littlejohn et al., *Analytica Chimica Acta*, 1998, 363, 45–55.
2. H.-E. Gabler, *J. of Geochemical Exploration*, 1997, 58, 185–194.
3. J. R. Hall, B. Reynolds, T. Sparks et al., *Water, Air and Soil Pollution*, 2001, 130, 1067–1072.
4. de A. T. Matos, M. P. F. Fontes, da L. M. Costa, *Environmental Pollution*, 2001, 111, 429–435.
5. Н. Б. Санина, А. Ю. Чернов, О. А. Пройдакова, А. Г. Арсентьева, *Геозкология*, 2002, 2, 145–155.
6. Н. Б. Санина, О. А. Пройдакова, *Почвоведение*, 2005, 1, 74–81.
7. Н. Е. Кошелева, Н. С. Касимов, О. А. Самонова, Там же, 2002, 8, 954–966.
8. З. И. Никитина, Г. П. Голодяев, *Экология микроорганизмов и санация почв техногенных территорий*, Владивосток, Дальнаука, 2003.
9. М. В. Медведева, Н. И. Германова, Биоиндикация аэротехногенного загрязнения почв бореальных лесов (на примере Костомукшского ГОКа) (<http://www.ecoprojects.ru>)
10. В. И. Каменщикова, Микробные системы почв – показатели экологического состояния и регуляторы почвообразовательных процессов (<http://www.psu.ru>)
11. Е. В. Журавель, И. П. Безвербная, Л. С. Бузалева, *Биология моря*, 2004, 30: 2, 138–142.
12. А. В. Богородская, Влияние управляемых лесных пожаров на количественные характеристики микробноценозов почв (<http://www.smu.psn.ru>)
13. Л. В. Тарасова, Влияние тяжелых металлов на рост чистых культур *Staphilococcus albus* и *Micrococcus lysodeicticus* в питательной среде (<http://www.smu.psn.ru>)
14. А. В. Зачиняева, Е. В. Лебедева, М. А. Ярмишко, А. В. Румянцева, *Микология и фитопатология*, 2006, 40: 1, 39–46.
15. Р. М. Морозова, Н. Г. Федорец, *Современные процессы почвообразования в хвойных лесах Карелии*, Петрозаводск, КНЦ РАН, 1992.
16. Г. А. Евдокимова, *Эколого-микробиологические основы охраны почв Крайнего Севера*, Апатиты, КНЦ РАН, 1995.
17. А. И. Ладан, *Микроэлементы в антропогенных ландшафтах Дальнего Востока*, Владивосток, ДВНЦ АН СССР, 1985, 63–68.
18. В. А. Степанов, Д. В. Юсупов, В. И. Радомская, *Геоэкология*, 2003, 6, 540–545.
19. Л. М. Павлова, О. В. Римкевич, Н. Г. Куимова, Тр. Дальневост. отд-ния Докучаевского общества почвоведов РАН. Микробиологические особенности биогеохимии, генезиса, плодородия, мониторинга и санации почв Дальнего Востока России, Владивосток, ДВО ДОП РАН, 2005, 3, 35–40.
20. Л. М. Кондратьева, Л. А. Гаретова, Е. Л. Имранова и др., *Микроорганизмы в экосистемах Приамурья*, Владивосток, Дальнаука, 2000.
21. Амурская область. Опыт энциклопедического словаря (ред. В. В. Воробьева и А. П. Деревянко). Амурское отд-ние Хабаровского кн. изд-ва, 1989.
22. Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест: методические указания 2.1.7.730-99, М., Минстрой России, 1999.
23. К. Н. Wedepohl, *Geochim. et Cosmochim. Acta*, 1995, 59: 7, 1217–1232.
24. Методы почвенной микробиологии и биохимии, М., Изд-во МГУ, 1980.
25. Д. И. Никитин, Э. С. Никитина, *Процессы самоочищения окружающей среды и паразиты бактерий*, М., Наука, 1978.
26. Е. И. Андреюк, *Микробные сообщества и их функционирование в почве*, Киев, Наук. думка, 1981, 91–94.
27. В. С. Гузев, *Перспективы развития почвенной микробиологии*, М., МАКСПресс, 2001, 1768.
28. И. Д. Свистова, Н. Н. Талалайко, А. П. Щербаков, *Вестник ВГУ. Сер. Химия. Биология. Фармация*, 2003, 2, 175–180.
29. С. В. Олишевская, В. И. Маничев, В. А. Захарченко и др., *Микология и фитопатология*, 2006, 40: 2, 133–141.
30. А. Ю. Беспалова, О. Е. Марфенина, Г. В. Мотузова, *Почвоведение*, 2006, 2, 228–236.

The Influence of Heavy Metal Mobile Forms on the Microbial Activity of Soil Substratum of the Placer Gold Mines (for the Valley of the River Dzhalindy, Priamurje, as an Example)

O. A. SOROKINA, L. M. PAVLOVA, V. I. KISELEV

The influence of heavy metal mobile forms on the number of ecological-trophical groups of microorganisms in the soil substratum of the placer gold mines in Priamurje is discussed. The investigated soil samples are characterized by stable enrichment with such elements as Co, Ni, Cr, Cu, Pb, Zn, As, Mo. The amount of mobile forms (with respect to total content) varies from 0.5 to 54 % depending on element. A dependence between the indices of pollution and the ranges of the number of main ecological-trophical groups of microorganism is revealed. Dependencies between increased concentrations of the mobile forms of some heavy metals and the microbiological indices are established and illustrated.