

**Почвенная микробиота как фактор устойчивости почв к загрязнению**

© 2014. Г. А. Евдокимова, д.б.н., зам. директора,

Институт проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН,

e-mail: galina@inep.ksc.ru

На основе запасов микробной биомассы, органического вещества и азота в почве разработан критерий биогенности почв, характеризующий потенциальное плодородие почвы, её самоочищающую способность и устойчивость к загрязнению. На большей части Кольского полуострова сформировались подзолистые почвы низкой и средней биогенной активности, с запасом гумуса  $55 \pm 5,1$  и  $95,7 \pm 15,9$  т/га, азота  $1,07 \pm 0,20$  и  $1,23 \pm 0,19$  т/га, микробной биомассы  $0,44 \pm 0,13$  и  $1,40 \pm 0,32$  т/га соответственно. На процессы деструкции растительного опада, определяющие содержание гумуса в почве, в большей степени влиял состав растительных остатков, чем загрязнение почвы фтором и тяжёлыми металлами. Рассмотрена концептуальная основа эколого-микробиологического подхода к охране почв от химического загрязнения. Она базируется на деструкционной деятельности почвенной биоты, разлагающей загрязняющие вещества до простых минеральных соединений, на средорегулирующих функциях микроорганизмов за счёт процессов аккумуляции и иммобилизации токсичных элементов и способности к их биогенной миграции. В статье приведены конкретные материалы по всем этим позициям на примере биодеструкции нефтяных углеводородов, аккумуляции и миграции Cu и Ni грибным мицелием.

On the basis of stocks of microbial biomass, organic matter and nitrogen in the soil a criterion of soil biogenic capacity was developed. It characterizes potential soil fertility, its self-purification capacity and contamination resistance. The most parts of the podzolic soil of Kola Peninsula are characterized by low and medium biogenic activity, with the stock of humus  $55 \pm 5.1$  and  $95.7 \pm 15.9$  t / ha, nitrogen  $1.07 \pm 0.20$  and  $1.23 \pm 0.19$  t / ha, microbial biomass  $0.44 \pm 0.13$  and  $1.40 \pm 0.32$  t / ha respectively. The processes of decomposition of plant residues are determining the content of humus in soil. These processes are much more influenced by the composition of plant residues than by soil contamination with heavy metals and fluoride. A conceptual basis of an environmental-microbiological approach to protection of soil chemical contamination is analyzed. It is based on the destructive activity of soil biota when pollutants are decomposed to simple mineral compounds, and on the environment-regulating functions of microorganisms during accumulation and immobilization of toxic elements and their ability to biogenic migration. The paper presents the specific materials in all of these positions by the example of biodegradation of petroleum hydrocarbons, accumulation and migration of Cu and Ni by fungal mycelium.

**Ключевые слова:** микроорганизмы, биогенность почвы, деструкционные процессы, биоиммобилизация, биогенная миграция

**Keywords:** microorganisms, soil biogenic capacity, destructive processes, bio-immobilization, biogenic migration

Микроорганизмы составляют основной генофонд, противостоящий изменениям биосферы на нашей планете. Высокая численность и темпы роста, разнообразие физиолого-биохимических свойств, полифункциональность, высокие адаптационные способности определяют важнейшую роль микроорганизмов – саморегулирование биосферы Земли. Они заселяют, казалось бы, самые непригодные для жизни ниши биосферы и в результате своей жизнедеятельности изменяют окружающую среду.

Известно, что экосистемы с богатым разнообразием живых организмов имеют более высокую резистентность, хотя причинно-следственные связи между разнообразием и стабильностью экосистем пока не ясны [1]. Очевидно, что в таких экосистемах место

выпавших из природной среды видов могут занять их дублёры, выполняющие сходные функции [2–4].

Микробиота почв высоких широт отличается от микробиоты почв более южных районов рядом специфических черт, обусловленных особенностями среды их обитания. Микроорганизмы северных почв развиваются в условиях холодного климата, в относительно бедных питательными элементами почвах. Растительный опад здесь обогащён значительным количеством труднорастворимых соединений. Вследствие этого среди микробиоты северных почв преобладают мезо- и психротолерантные микроорганизмы с олиготрофным типом питания. Адаптация микробиоты к экстремальным природным условиям выражается также в ограничении

её разнообразия и особенностях метаболизма. В частности, для микробиоты почв высоких широт характерна высокая продуктивность в течение короткого летнего периода. «Карликовость» клеток бактерий и уменьшение диаметра грибного мицелия является ещё одним механизмом адаптации бактерий и грибов к экстремальным природным условиям. Высокая продолжительность солнечного сияния отражается на росте и развитии растений и увеличении количества корневых экссудатов, стимулирующих развитие ризосферной микробиоты. Все эти особенности микробиоты способствуют поддержанию гомеостаза экосистем современной Субарктики, значительные территории которой подвержены техногенной трансформации. Так, на Кольском полуострове под воздействием газовой воздушной выбросов медно-никелевых комбинатов «Североникель», «Печенганикель» и Кандалакшского алюминиевого завода, происходят изменения состава и свойств почв, включая и их биологическую составляющую.

**Критерий биогенности почв.** Критерий биогенности почв (БП) характеризует потенциальное плодородие почвы, её устойчивость к загрязнению и самоочищающую способность [5]. Помимо величины активной микробной биомассы он включает ещё два «кита» почвенного плодородия: содержание органического вещества и азота в почве. Критерий рассчитывается по количеству микробной биомассы

(Бмикр.), приходящейся на единицу органического вещества почвы (Сорг.) с учётом обогащённости его азотом (Норг.):

$БП = (Бмикр./Сорг.) \cdot (Норг./Сорг.) \cdot 10^4$ , где БП – безразмерная величина, остальные показатели выражены в т/га.

Были определены размеры микробной биомассы (бактерий и грибов) в почвах различных природных зон северо-восточной Фенноскандии методом флуоресцентной микроскопии на поликарбонатных мембранных фильтрах. Самая высокая суммарная биомасса бактерий и микроскопических грибов по всему почвенному профилю выявлена под еловыми лесами – до 2,5 т/га. Наиболее заселён микроорганизмами органогенный горизонт. Грибной компонент в этом горизонте доминирует над бактериальным, что особенно ярко проявляется в тундре и под ельниками. В минеральных горизонтах биомасса бактерий, как правило, превосходит грибную. Длина грибного мицелия достигает в органогенных горизонтах сотен метров в 1 г почвы. Суммарная биомасса микроорганизмов под сосняками около 1,5 т/га, причём значительный вклад в неё обеспечивает бактериальная, а не грибная биомасса.

Микробная биомасса в течение вегетационного сезона многократно оборачивается. Число генераций бактерий в северотаёжных подзолах может достигать 4-5 за один месяц вегетационного периода. Месячная продукция бактерий в тёплый период времени составляет

Таблица 1

Типы почв и параметры их биогенности

Биогенность	Тип почв	Запасы органического вещества, т/га	Запасы азота, т/га	Микробная биомасса, т/га	Показатель биогенности
Низкая < 2	Тундровые примитивные оторфованные	48	1,4	0,30	1,8
	Тундровые иллювиально-гумусовые оподзоленные и подбуры	65	1,1	0,70	1,8
	Подзолы иллювиально-малогумусовые (железистые)	52	0,7	0,32	0,8
Средняя 2-8	Подзолы иллювиально-гумусовые (лесотундровые)	79	1,6	1,59	4,1
	Подзолы иллювиально-гумусовые (гумусово-железистые)	60	1,0	0,77	2,1
	Подзолы иллювиально-многогумусовые	74	1,1	1,83	3,7
	Торфяно-подзолистые иллювиально-гумусовые	155	2,7	2,43	2,7
	Торфяно-болотные верховые	134	5,0	2,79	7,8
	Горные иллювиально-малогумусовые	72	1,4	1,07	2,9
Высокая >8	Торфяно-болотные переходные	162	12,6	5,06	24,3

в органогенных горизонтах лесных подзолов 1% от массы органического вещества почвы; месячная продукция грибов – 3% в ельниках и 1% в сосняках.

На основе разработанного критерия составлена карта биогенности почв Кольского полуострова (масштаб 1:200 000). Почвы Мурманской области по их потенциальному плодородию и устойчивости к загрязнению разделены согласно предложенному критерию на три группы (табл. 1). На большей части Кольского полуострова сформировались почвы с низкой и средней биогенной активностью, с запасом органического вещества в среднем  $55 \pm 5,1$  и  $95,7 \pm 15,9$  т/га соответственно.

Важнейшим почвенно-микробиологическим процессом, определяющим наличие и содержание гумуса в почве, является деструкция растительного опада.

**Разложение растительных остатков и их гумификация.** Разложение растительных остатков всегда сопряжено с процессом образования гумусовых веществ, который начинается сразу после попадания их в почву и протекает параллельно разложению опада.

Преобразование растительных остатков имеет свою специфику в каждой географической зоне и определяется в первую очередь гидротермическим режимом почвы. В северотаёжных условиях Кольского полуострова разложение растительных остатков замедлено по сравнению с биоценозами средней полосы, и это экологически оправдано. Вялое течение микробиологических процессов в течение года, за исключением короткого летнего периода, сочетается с низкой продуктивностью фитоценозов. Бурное течение деструкционных процессов привело бы, по мнению Т.В. Аристовской [6], к быстрому истощению почв. С другой стороны, как показано почвоведом, работавшими на Кольском полуострове, в почвах происходит накопление большого количества негумифицированного органического вещества в виде подстилки [7–9]. Следовательно, некоторое возрастание активности микробиологических процессов, обеспечивающих минерализацию органиче-

ского вещества, повысило бы эффективное плодородие этих почв, не затронув тем самым их потенциальное плодородие.

С целью выяснения воздействия загрязнения на деструкционные процессы растительных остатков изучено разложение листьев березы и хвои сосны в зоне воздействия алюминиевого предприятия (Кандалакшский алюминиевый завод). Стационарные площадки были заложены в 2 и 50 км от источника выбросов, последний участок являлся фоновым.

При загрязнении почв промышленными выбросами алюминиевого завода скорость разложения растительных остатков не отличается от скорости этого процесса в фоновых почвах, по крайней мере, в течение первых трёх лет их трансформации. В первый же год пребывания образцов растительных остатков в почве произошла потеря примерно половины их массы. Через 3 года потеря массы растительных остатков достигла в разных образцах 66–80% от первоначальной массы (табл. 2).

В целом направленность и интенсивность разложения растительных остатков в сильно загрязнённых и фоновых условиях были примерно одинаковыми. Различия в темпах разложения и составе разлагающихся остатков были или незначительными или отсутствовали совсем. Не выявлены они также в динамике содержания углерода и азота в образцах, разлагавшихся в фоновых условиях и в непосредственной близости от источника загрязнения [10]. Те же закономерности выявлены при разложении наземной массы тимфеетки, заложенной в почвы, загрязнённые тяжёлыми металлами и соединениями серы (воздействие комбината «Североникель») [3]. Эти процессы не зависят от наличия или отсутствия загрязнения. В большей степени на них влияет состав растительных остатков, чем загрязнение почвы.

Причина этого в том, что помещённый в почву образец растительных остатков представляет собой богатый и доступный почвенным микроорганизмам субстрат. Более того, внесённый в почву растительный материал содержит собственное микробное сообщество,

Таблица 2

Потеря массы образцов растительных остатков в процессе разложения (беззольное вещество, % от исходной массы)

Длительность экспозиции, годы	Листья		Хвоя	
	2 км	50 км	2 км	50 км
1	49,5±0,5	45,0±1,6	54,2±0,7	53,0±1,1
2	52,0±1,3	48,1±1,2	60,3±0,4	62,9±1,8
3	76,5±0,4	66,0±0,3	80,6±0,3	78,5±1,1

адаптированное к данному субстрату. Благодаря этому разложение растительных остатков протекает с достаточно большой интенсивностью в разных почвенно-экологических условиях.

Изменение химического состава растительных остатков в процессе их трансформации вызвало определённую сукцессию развития микроорганизмов в градиенте времени. Невозможно определить, какая группа почвенной биоты играет роль первой скрипки в этом процессе. Каждая выполняет свою, определённую функцию. Роль беспозвоночных животных состоит прежде всего в измельчении растительного материала, который становится более доступным для микроорганизмов. Кроме того, ферментные системы животных и обитающих в их кишечнике микроорганизмов также принимают участие в этом процессе, разлагая определённые компоненты опада. Участие тех или иных микроорганизмов в разложении растительных остатков определяется их физиологическими свойствами (способность к кислото- или щелочеобразованию) и особенностями ферментных систем. Грибы, обладающие мощным ферментативным аппаратом, являются основными деструкторами растительных остатков. Им и актиномицетам в большей степени, чем другим бактериям свойственна способность разрушать наиболее устойчивые полимерные соединения. Поэтому они играют доминирующую роль в разложении опада хвойных лесов.

Численность бактерий и грибов всех трофических групп в растительных остатках возросла в результате активизации жизнедеятельности микроорганизмов элементами питания, освобождающимися при минерали-

зации опада (табл. 3, 4). Пик размножения микроорганизмов приходился на первый год экспозиции растительных остатков в почве, в течение которого произошла потеря почти половины массы остатков. Микроорганизмы интенсивно использовали легкодоступные органические соединения. В этот период биомасса бактерий возросла в 2-4 раза, грибов – в 8-13 раз. В грибном сообществе по мере трансформации растительных остатков возрастает доля тёмнопигментированного мицелия с меланиновым пигментом, являющимся материалом для синтеза гумуса. В дальнейшем биомасса прокариот оставалась на прежнем уровне или медленно снижалась по мере исчерпания легкодоступных органических соединений. В прокариотной части микробного сообщества увеличилась доля грамположительных бактерий (рис.).

Различий по общей биомассе бактерий между загрязнённым и чистым участком в хвое сосны не было выявлено, а в листьях берёзы биомасса бактерий в фоновом участке превосходила бактериальную массу в загрязнённом участке.

Важнейшим созидательным процессом в природе является процесс синтеза гумуса – соединения, символизирующего плодородие почвы и являющегося основным показателем почвообразовательного процесса. О размерах накопления гумусовых кислот в процессе разложения растительных остатков делали вывод по результатам анализов образцов, извлечённых из почвы через 3 года после их заложения [10]. Гумификация растительных остатков в почвах протекала по фульватно-гуматному типу, в результате чего в составе новообразованных гумусовых веществ гу-

Таблица 3

Динамика общей численности бактерий (млрд. КОЕ/г) в процессе разложения растительных остатков

Длительность разложения, годы	Листья		Хвоя	
	2 км	50 км	2 км	50 км
0	3,42±0,38	3,42±0,38	6,13±0,25	6,13±0,25
1	11,62±0,57	18,71±0,06	11,15±0,39	12,88±0,43
2	7,73±0,27	13,45±1,44	10,54±0,30	10,54±0,19
3	9,86±0,62	12,56±1,92	10,54±0,30	10,30±0,82

Таблица 4

Динамика длины грибного мицелия (м/г) в процессе разложения растительных остатков

Длительность разложения, годы	Листья		Хвоя	
	2 км	50 км	2 км	50 км
0	309±18	309±18	207±23	207±23
1	2855±63	3918±31	1693±112	2377±70
2	3691±91	2739±164	4712±323	4802±57
3	3712±54	2496±65	4829±245	3953±32

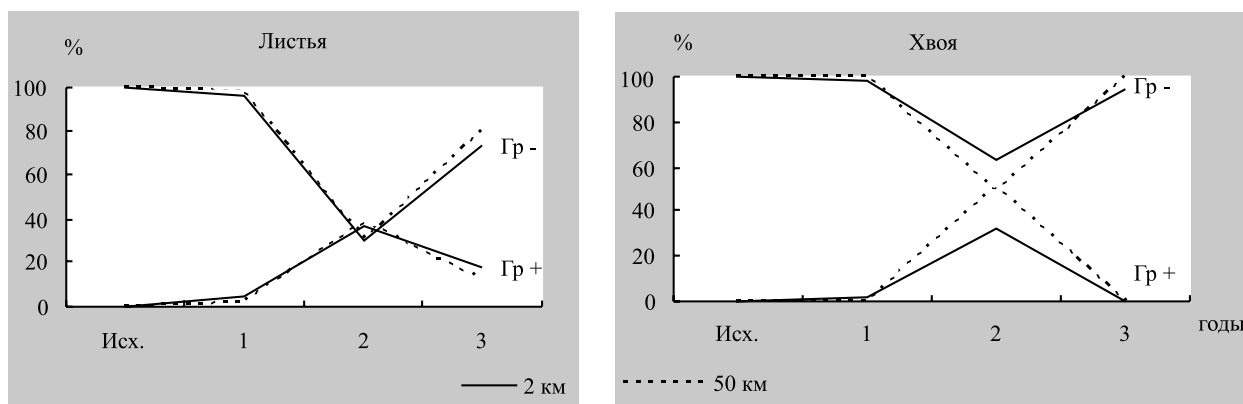


Рис. Динамика численности грамотрицательных и грамположительных бактерий в процессе разложения растительных остатков

миновые кислоты заметно преобладали над фульвокислотами. Различия, обусловленные условиями разложения растительных остатков (на загрязнённой и фоновой площадках), были недостоверными. Разница выявлена только в содержании липидов. В условиях загрязнения содержание липидов было ниже, чем в фоновых условиях.

Восстановительные функции микроорганизмов при загрязнении почв заключаются, как это ни парадоксально, в основном в их деструкционной деятельности – разложении токсичных соединений. В первую очередь они играют незаменимую роль при деградации таких ксенобиотиков, как пестициды [11].

**Деструкция нефти и нефтепродуктов.**

Было бы ошибочным относить нефть к ксенобиотиком, т.е. чуждым природе соединением. Она формировалась в недрах нашей планеты и имеет биогенное происхождение. Поэтому в природе много организмов, способных трансформировать нефтяные углеводороды. Основными деструкторами нефти и нефтепродуктов (НП) являются аэробные хемогетеротрофные микроорганизмы. Активные биодеструкторы углеводородов нефти встречаются среди следующих родов почвенных бактерий: *Arthrobacter*, *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Bacillus*, *Coryne-*

*bacterium*, *Micrococcus*, *Nocardia* и микроскопических грибов: рр. *Penicillium*, *Fusarium*, *Trichoderma*, *Cladosporium*, *Aureobasidium*. Все они достаточно широко встречаются в почвах высоких широт Арктики.

Внесение в почву НП (1-10%) стимулировало размножение бактерий. Грибы, как эукариотные организмы, более чувствительны к загрязнению среды обитания нефтяными углеводородами. Однако и среди них есть устойчивые виды, способные к трансформации нефти, например, *Cladosporium resinae*. Стимуляция нефтепродуктами размножения органотрофных почвенных бактерий и грибов является позитивным фактором при биоремедиации почв, загрязнённых ими.

Нашими исследованиями показано, что очищение окультуренной подзолистой почвы (агрозём) от легких углеводов происходит в течение одного вегетационного периода (табл. 5). За три месяца вегетационного периода газовый конденсат был полностью удалён из почвы, дизельное топливо – практически полностью (более 90%). Темп убыли НП из лесной почвы значительно медленнее, чем из окультуренной, в основном вследствие замедленности процессов испарения и фотохимических реакций под пологом леса по сравнению с

Таблица 5  
Убыль нефтепродуктов (%) из окультуренной подзолистой почвы (слой 0-10 см) за вегетационный период (3 месяца) в условиях Кольского Севера

Вариант	Дизельное топливо	Мазут	Масло
Без мелиорантов	77 – 89	47 – 49	40
Удобрения, N <sub>100</sub> P <sub>80</sub> K <sub>80</sub>	89 – 94	52	58
Бактериальный препарат ИППЭС	89 – 94	57	48
Бактериальный препарат «Микрозим»	79 – 89	38 – 54	-
Сорбент гидрофобный на основе вермикулита	60 – 85	38	22

Примечание: – не определяли.

открытыми пространствами. В течение первых 5 суток после внесения газового конденсата его количество в окультуренной почве снизилось на 70%, а в лесной – на 8-10%.

Тяжёлые углеводороды закрепляются в верхних почвенных горизонтах, негативно воздействуя на их водно-физические свойства. За 3 месяца вегетационного периода смесь нефтепродуктов, содержащих мазут, была вынесена из агроёма на 70-85%. Остаточные количества НП прослеживались и через 15 мес. Эффективным приёмом для очищения почвы от НП является внесение минеральных удобрений (NPK) для активизации жизнедеятельности аборигенных микроорганизмов, в том числе нефтеокисляющих.

**Биоиммобилизация.** Биодеструкционные процессы с целью очищения почв от тяжёлых металлов (ТМ) не эффективны. Попав в биосферу из промышленных источников, эти элементы начинают свою «бесконечную круговерть» между атмосферой, гидросферой и педосферой. Функции бактерий, грибов и водорослей в этом случае заключаются в снижении металлотоксикоза почв путём иммобилизации ТМ. Осуществляется она тремя путями: экзоиммобилизация – образование хелатов между металлами и продуктами жизнедеятельности микробов, такими, как органические кислоты, меланиновые пигменты, внеклеточные белки, полисахариды [12], эндоиммобилизация – биоаккумуляция внутри клеток и биосорбция клеточной поверхностью [12–14]. Как мёртвая, так и живая биомасса способна к биосорбции – неспецифическому физико-химическому взаимодействию между металлами и биомассой. Потенциальными агентами биосорбции в клеточных стенках микроорганизмов могут быть пептиды, хитин, жирные кислоты, полисахариды (маннан, глюкан), карбогидраты, фенольные остатки. Иммобилизацию ТМ вторичными метаболитами осуществляют также водоросли [14]. Из водорослей наиболее устойчивы к ТМ и соединениям фтора одноклеточные зелёные, особенно представители рода *Chlamydomonas* [15]. Они способны к обильному образованию слизи полисахаридной природы, сорбирующей токсичные элементы. Однако только живые клетки микроорганизмов способны к метаболическому усвоению металлов и их внутриклеточной детоксикации. Они могут локализоваться в вакуолях, где связываются с полифосфатами, превращаясь в нетоксичные комплексы. Путём метаболических реакций может быть аккумулировано больше металлов,

чем биосорбцией клеточными стенками, хотя последний процесс – более быстрый.

Некоторые виды ацидо- и металлотолерантных грибов мы проверили на способность к сорбции ТМ. Штаммы, выделенные из почв с высоким содержанием меди и никеля и адаптированные к изменившимся геохимическим условиям, способны к более высокой биоаккумуляции металлов, чем штаммы, выделенные из чистых почв. Биоаккумуляция меди была максимальной – более 1%  $Cu^{2+}$  от сухой биомассы, из всех исследованных штаммов у *Mucor griseo-cyanus*, *Penicillium corylophilum* и у дрожжей *Rhodotorula glutinis* и *Candida utilis*, выделенных из зоны максимального загрязнения. Эти грибы отличаются широким диапазоном толерантности к меди, т.е. характеризуются значительной разницей между нижней и верхней пороговыми концентрациями. Прослеживается связь между поглощением ТМ грибами и их видовой принадлежностью, геохимическими условиями обитания и типом взаимодействия с ионами других металлов [13]. Установлена также зависимость между величиной рН и поглощением меди и никеля из раствора. При подкислении среды возрастает подвижность соединений металлов и биологическая доступность их ионов.

Выявлен тест для определения содержания фтора в почве, основанный на изменении интенсивности пигментации спор гриба *Aspergillus niger var. niger*. На среде без фтора споры чёрные, при возрастании содержания фтора цвет спор постепенно переходит от чёрного к белому. При концентрации фтора 500 мг/л происходит полное ингибирование процесса спорообразования.

Зная размеры грибной биомассы в почве и количество того или иного элемента, приходящегося на единицу биомассы, мы путём соответствующих расчётов получили представление о масштабах закрепления меди и никеля грибной биомассой в почве. Грибной биомассой, приходящейся на 1 га почвы, может быть закреплено в среднем 0,5 кг никеля и 1,0 кг меди. Таким образом, перевод токсичных элементов в химически неактивное состояние можно рассматривать как защитный механизм, снижающий фитотоксичность почв и препятствующий развитию металлотоксикоза почвы. Микроорганизмы, активно сорбирующие ТМ из среды, могут быть использованы для её оздоровления. Иммобилизация токсичных элементов грибами является защитной реакцией на ценотическом уровне организации живого. Грибы снижают

токсичность металлов для других организмов ценоза.

**Биогенная миграция.** Путём биосорбции почвенные грибы не только снижают токсичность загрязнённых металлами почв, но осуществляют их биогенную миграцию по ходу растущего и распространяющегося в почве мицелия. Сорбированные мицелием элементы мигрируют в почве по мере его роста и продвижения среди почвенных частиц. Радиальная скорость роста мицелия грибов различных видов изменяется в наших условиях от 0,10 до 0,45 мм в час, что составляет 2,4 и 10,8 мм в сутки соответственно [16]. Это потенциальная скорость роста, наблюдаемая только в оптимальных для развития организма условиях. В какие-то периоды времени подобные условия наблюдаются в почве и примерно с такой скоростью «мигрируют» в ней элементы, иммобилизованные грибным мицелием, которые могут распространяться далее по пищевой цепи. Некоторые почвенные животные (клещи, коллемболы) питаются грибной биомассой [17], тем самым способствуя дальнейшему распространению в почве сорбированных элементов.

Как известно, многие виды грибов активно синтезируют органические кислоты. При наличии доступных питательных веществ эти кислоты могут вырабатываться в достаточных количествах, чтобы привести к подкислению среды обитания и повысить подвижность соединений металлов. Так, гриб *Aspergillus niger* при развитии в жидком сусле с рН 4,5 подкислил его через 7 сут. до рН 2,0 [13]. Таким образом, воздействие почвенной биоты на миграцию ТМ в почве осуществляется во многих аспектах. Биогенная миграция элементов в почве вполне реальна и значима.

Естественный процесс самовосстановления почв после загрязнения ТМ длителен и возможен только до определённого содержания металлов в почве. Для подзолистых почв критический уровень по меди равен 200 мг/кг, по никелю – 400 мг/кг почвы [3]. До этого уровня почва ещё способна к естественному самоочищению, и микроорганизмы в такой среде осуществляют нормальную средорегулирующую деятельность. Данные многолетнего опыта по перемещению загрязнённой почвы в «чистые» условия позволили рассчитать скорость выноса ТМ из загрязнённой почвы. Выщелачивание меди и никеля из почвы наиболее интенсивно происходило в течение первого года её пребывания в «чистых» условиях. За 8 лет количество меди в почве уменьшилось

в 3 раза, никеля – в 6 раз. На основании данных этого эксперимента был рассчитан период удаления меди и никеля из почвы до уровня их ПДК. Снижение содержания меди и никеля до значений ПДК произойдет за 100 – 110 лет при прекращении выпадений загрязняющих веществ из воздуха [18]. Наши расчёты хорошо согласуются с данными японских авторов [19].

### Заключение

Таким образом, эколого-микробиологическая концепция охраны почв от химического загрязнения базируется на оценке жизнедеятельности микробного компонента со следующих позиций: деструкционной деятельности почвенной биоты, разлагающей загрязняющие вещества до простых минеральных соединений; средорегулирующей функции микроорганизмов в процессах миграции и трансформации загрязняющих веществ; аккумулялирующей роли микробного компонента, снижающей токсичность загрязнённых почв путём экзо- и эндоиммобилизации токсичных элементов. Деструкционная и созидательная деятельность почвенных микроорганизмов является сочетанными процессами, обеспечивающими устойчивость почв к антропогенным воздействиям. Разложение растительных остатков и образование гумуса, деструкция токсичных соединений и синтез биологически активных веществ (органические кислоты и полисахариды, ферменты и меланиновые пигменты), способных к хелатированию и детоксикации загрязняющих элементов, протекают в почвах одновременно и повсеместно.

*Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ, гранты 00-04-48500-а, 09-05-00467-а, 12-04-00547-а и Программы фундаментальных исследований Президиума РАН «Живая природа: современное состояние и проблемы развития».*

### Литература

1. Lockwood J.L., Pimm S.L. Species:would any of them be missed? // Curr. Biol. 1994. V. 4. № 5. P. 455–457.
2. Евдокимова Г.А. Микробиологическая активность почв при загрязнении тяжёлыми металлами // Почвоведение. 1982. № 6. С. 125–132.
3. Евдокимова Г.А. Эколого-микробиологические основы охраны почв Крайнего Севера. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 1995. 272 с.
4. Звягинцев Д.Г. Почва и микроорганизмы. М.Изд-во МГУ, 1987. 256 с.

5. Экологический атлас Мурманской области /Под ред. И.А. Вишнякова, Г.В. Калабина и др. М. 1999. 48 с.
6. Аристовская Т.В. Микробиологические аспекты плодородия почв // Почвоведение. 1988. № 9. С. 53–63.
7. Манаков К.Н., Никонов В.В. Биологический круговорот минеральных элементов и почвообразование в ельниках Крайнего Севера. Л.: Наука, 1981. 195 с.
8. Переверзев В.Н. Биохимия гумуса и азота почв Кольского полуострова. Л.: Наука, 1987. 303 с.
9. Ушакова Г.И. Влияние экологических условий на скорость и характер разложения лесной подстилки (Кольский полуостров) // Почвоведение. 2000. № 8. С. 1009–1015.
10. Евдокимова Г.А., Зенкова И.В., Переверзев В.Н. Биодинамика процессов трансформации органического вещества в почвах Северной Фенноскандии. Апатиты. Изд-во КНЦ РАН, 2002. 154 с.
11. Домрачева Л.И., Ашихмина Т.Я., Кондакова Л.В., Березин Г.И. Реакция почвенной микробиоты на действие пестицидов (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2012. № 3. С. 4–18.
12. Gadd G. M. Heavy metal accumulation by bacteria and other microorganisms // Experimental. 1990. V. 46. № 8. P. 83–840.
13. Евдокимова Г. А., Мозгова Н. П. Аккумуляция меди и никеля почвенными грибами // Микробиология. 1991. Т. 60. Вып. 5. С. 801–807.
14. Volesky B. Advances in biosorption of metals: Selection of biomass types // FEMS Microbial Rev. 1994. № 14. P. 229–235.
15. Евдокимова Г. А., Штина Э. А., Мозгова Н.П. Загрязнение почв фтором и оценка состояния микробного компонента в зоне воздействия алюминиевого завода // Почвоведение. 1997. № 7. С. 898–905.
16. Святковская М.В., Мозгова Н.П., Евдокимова Г.А. Изменение радиальной скорости роста колоний почвенных грибов в зависимости от химического загрязнения и сезона года // Комплексность использования минерально-сырьевых ресурсов – основа повышения экологической безопасности региона: Матер. II Школы молодых учёных и специалистов, (Апатиты, 24-26 ноября 2004 г.). Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2005. С. 155.
17. Bengtsson G., Rundgren S. Respiration and growth of a fungus *Mortierella isabellina* in response to grazing by *Onychiurus armatus* (Collembola) // Soil Biol. Biochem. 1983. V. 15. № 4. P. 469–473.
18. Evdokimova G.A., Mozgova N.P. Restoration of properties of cultivated soils polluted by copper and nickel // Journal of Environmental Monitoring. 2003. V. 5. № 4. P. 667–670.
19. Iimura K., Ito H., Chino M., Morishita T., Hirata H. Behavior of contaminant heavy metals in soil-plants system // Proc. Inst. Sem. SEFMIA. Tokio. 1977. 357 p.