

Современные аспекты ремедиации биологических свойств городских почв

В. С. АРТАМОНОВА, А. А. ТАНАСИЕНКО, С. Б. БОРТНИКОВА*

*Институт почвоведения и агрохимии СО РАН
630099 Новосибирск, ул. Советская, 18*

**Институт геологии СО РАН
630090 Новосибирск, просп. Коптюга, 3*

АННОТАЦИЯ

Приводятся сведения о биогенных и токсичных элементах в придорожных экосистемах урбанизированных территорий, а также данные по интенсивности выделения углекислоты микробиотой в почвах разной биогенности. Дается характеристика токсичности почвы и древесно-растительных остатков зеленых насаждений по содержанию химических токсичных элементов, санитарно-показательных бактерий, фитотоксичности. Сравнивается ингибирование растений газонного озеленения: клевера, мятлика, фацелии по энергии прорастания и всхожести семян, росту корней и побегов на компостированных древесно-растительных отходах санитарного ухода. Предлагается выбор технологий аэробного разложения муниципальных отходов для повышения качества городских почв.

ВВЕДЕНИЕ

Проблема защиты окружающей природной среды в крупных городах и населенных пунктах от негативного воздействия отходов производства и потребления невозможна без поиска экологически ориентированных технологий их обезвреживания и переработки. Среди муниципальных отходов особого внимания заслуживают древесно-растительные, образующиеся при санитарной рубке и рубке ухода за насаждениями, а также при проведении сезонных работ по уборке улиц, парков, газонов. Количество отходов растительного происхождения весьма велико. Они складываются в кучи, затем вывозятся и нередко сжигаются. При этом продукты распада органических остатков и метаболизма микробных деструкторов, определяющие запас энергии и пул питательных веществ в

верхнем слое городских антропогенно преобразованных почв, особенно хемоземов [1], не возвращаются. А если учитывать известный ущерб от выноса биогенных элементов с почвенной поверхности в периоды снеготаяния и ливневого стока, то становится очевидной хронически низкая биогенность городских почв, компенсировать которую могут в некоторой степени грунтосмеси, получаемые из компостированных отходов.

Привлечение древесно-растительных остатков для биоремедиации городских почв представляется целесообразным, экологичным и ресурсосберегающим подходом. Во-первых, утилизируются отходы, считающиеся безвозвратными, и снижаются объемы высококонцентрированных фенольных стоков, формирующихся нередко при складировании древесной коры. Во-вторых, при переработке такого вторичного сырья методом аэробного

компостирования до грубого гумуса удается получить органическое удобрение, которое при возврате в городские почвы позволит снизить дефицит хронически выносимых биогенных элементов и улучшить физико-химическое и биологическое состояние почв. Гумусовые вещества являются обязательным компонентом почв, обуславливающим их продуктивные и токсикопротекторные функции, связывая и инактивируя тяжелые металлы, полициклические углеводороды, другие поллютанты и ксенобиотики.

Истощение и загрязнение продуктивного органического слоя приводят к ухудшению санитарно-гигиенических, лесорастительных условий и к снижению способности самоочищения. Поступление же дополнительной органоминеральной пищи в почву обеспечит активизацию почвенного населения и микробных агентов окисления, увеличит пул энергии и подвижных элементов и ограничит рост представителей сорной фитофлоры с паразитарной микрофлорой.

Однако для внедрения подобных компостов в лесопарковое хозяйство требуется решить ряд сопутствующих проблем, в том числе по снижению токсигенности компостов, которая в придорожных экосистемах мегаполиса обуславливается различными химическими загрязнителями, поступающими как с транспортными и промышленными выбросами, так и с токсичными микроорганизмами. Имеются весомые основания для детального изучения городских хемоземов и особенностей трансформации отходов преобладающих древесных пород в лесопарковом хозяйстве – хвойных, лиственных и их смесей – с учетом принадлежности к той или иной категории земель, различающихся как по назначению, происхождению, возрасту, устойчивости, так и специфике и уровню загрязнения. Все это определяет приоритет и актуальность исследований биологического окисления (разложения) подобных отходов городского хозяйства. Информация о биодеградации и фитотоксичности городских древесно-растительных субстратов очень скудна, что послужило основанием для постановки модельных экспериментов по их биоразложению с переработкой в гумусоподобные вещества с испытанием набора приемов.

Для микробиологических и физико-химических анализов отобраны образцы верхнего слоя хемоземов – почв придорожных экосистем г. Новосибирска и его окрестностей. Древесно-растительные остатки изъяты из куч санитарной обрезки зеленых насаждений в точках отбора почв. В дальнейшем отходы фрагментировали и компостировали путем физического воздействия (аэрации, увлажнения), химического (внесения органоминеральных удобрений) и биологического (микробных добавок). Метод компостирования обеспечивает получение такого органического субстрата, в котором имеется грубый гумус (стабилизированная часть почвенного углерода), легкогидролизуемые карбогидраты, микробная мортмасса (подвижная углеродная фракция), а также широкий спектр агрономически ценных соединений (азота, фосфора, калия) и обменных оснований (кальция, магния, натрия). Схема приготовления компостов, а также набор методов исследований (физико-химических, микробиологических, санитарно-микробиологических и химических) приведены в серии предыдущих работ [2–5]. Фитотоксичность компостов оценивали по ингибированию прорастания семян и подавлению роста корней и побегов (по морфометрическим и массовым показателям) клевера ползучего белого сорта “Белый танец”, мятлика лугового сорта “Балин” и фацелии. Выбор этих растений определялся их предназначением в газонном озеленении: они уже зарекомендовали себя как компонент партерных газонов, клумб, рабаток. При определении энергии прорастания, всхожести семян и фитотоксичности руководствовались методическими указаниями [6, 7]. Возврат в почву такой органоминеральной смеси будет способствовать улучшению физико-химического состава почв, активизации полезной микробиоты, восстановлению санитарно-гигиенической и декоративно-эстетической функций зеленых насаждений городов.

Работа выполнена в рамках междисциплинарного интеграционного проекта СО РАН № 92 “Научные основы прогрессивных методов конверсии целлюлозосодержащего сырья в новые биопротекторные препараты”.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

В верхнем слое почв урбанизированных территорий складывается специфическая физико-химическая обстановка для развития микробных деструкторов органических остатков. Низкое содержание гумуса и повышенное карбонатов свидетельствует о низкой эрозионной стойкости городских почв и урбаноземов (табл. 1). Кислотность среды в различных районах города нейтральная либо слабощелочная. Высокая щелочность городских почв может быть связана с поступлением большого количества пыли, содер-

жащей карбонаты кальция в полотно автомагистралей, и с использованием извести в строительном растворе, который хорошо выветривается, высвобождая Са в почву [8]. Не случайно наибольшие значения обменного кальция обнаружены вдоль новой дороги на аэропорт – 60–70 мг-экв/100 г почвы. Под действием осадков, обогащенных растворенной углекислотой, образуются карбонаты, которые, как гидролитически щелочные соли, способны изменять реакцию среды в щелочную сторону [10]. Так случилось и в нашем случае: рН достигла 8,33.

Т а б л и ц а 1
Физические и физико-химические характеристики верхнего (0–20 см) слоя почв г. Новосибирска и его окрестностей

Место отбора пробы	Почва, индекс*	Гранулометрический состав	рН водн.	Гумус, %	Содержание, мг-экв/100 г			
					Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	K ⁺	Na ⁺
Город, лес	C ₁	Супесь	6,70	1,32	8,4	0,8	0,2	Не опр.
Город, у дороги, пос. Затон	До	Тяжелый суглинок	7,83	9,08	46,9	7,9	0,4	0,6
Город, парк	Чв	То же	7,52	8,10	38,1	6,1	0,6	0,2
Город, у Хилокского рынка	Чв	»	7,55	5,34	35,5	4,9	0,8	0,2
Окраина города, развилка у р. Тулинка	Ч _л ^о	Средний суглинок	7,85	6,03	44,0	6,1	0,6	0,2
Там же, ближе к реке	Ч _л ^о	То же	7,69	8,96	36,7	5,8	1,0	0,3
Окраина города, ипподром	Ч _л ^о	Тяжелый суглинок	7,93	13,06	47,6	6,6	0,9	0,4
Новая дорога на аэропорт, около г. Обь	Бл	Легкий суглинок	7,63	2,34	59,5	8,1	0,4	3,1
Новая дорога на аэропорт, около г. Обь	Б _л ^п	–	8,33	3,1	76,0	3,9	0,4	3,1
Жилмассив “Юго-Западный”, газон	У	Средний суглинок	7,84	6,37	35,7	5,9	0,5	0,3
Трамвайное кольцо	У	Тяжелый суглинок	7,79	8,72	47,6	6,9	0,8	0,2
Окраина города, пустырь у завода	У	Легкая глина	7,79	1,81	18,6	2,6	0,6	0,1
Окраина города, лес	C1	Супесь	6,70	1,32	8,4	0,8	0,2	Не опр.
Пригород, Искитимский р-н, целина	Чо	Средний суглинок	7,40	7,30	35,0	7,9	Не опр.	»
Пригород, Тогу-чинский р-н, целина	Чв	Тяжелый суглинок	6,63	11,24	36,8	6,1	0,8	0,2

П р и м е ч а н и е: Индекс почв приводится в соответствии с инструктивными материалами [8].
Прочерк – данные отсутствуют.

Содержание обменного магния намного ниже: 0,5–8,1 мг-экв/100 г почвы. Пониженное содержание магния в составе поглощенных оснований, который также определяет структурность почвы, свидетельствует о слабости ее водопропускности и означает повышенную предрасположенность поверхностного слоя к эрозионным и дефляционным процессам. Поглощенные K и Na присутствуют в небольшом количестве. В урбаноэмы кроме биогенных элементов поступают и загрязняющие вещества. Загрязнение – это избыточное содержание химических веществ в почве, при котором нарушается нормальное функционирование растительности и животных, изменяются почвенные процессы. По нашим данным, в почве и древесно-растительных отходах регистрируется пул тяжелых металлов (табл. 2), содержание которых превышает ПДК и соответствует второму уровню загрязнения земель химическими веществами [11]. Повышенное содержание Cd, Co, As, Pb, Cu, Zn и других элементов оказывает токсическое воздействие на газонную растительность и зеленые насаждения. Вместе с тем миграционная способность некото-

рых элементов усиливается сложившимися физико-химическими условиями. Обогащенность гумусовыми веществами и щелочная реакция среды благоприятствуют накоплению тяжелых металлов в почве. Распыление поверхности почвы ведет к насыщению приземного воздуха пылью. Поглощение растениями воздуха, обогащенного пылью с высоким содержанием токсичных химических элементов, приводит к тому, что концентрация тяжелых металлов в тканях растений иногда приближается к предельно допустимым нормам. Например, содержание свинца в сосновых остатках приближается к 10 мг/кг – значению ПДК этого элемента в растениях и одновременно соответствует его содержанию в пыли.

В такой обстановке биологическая активность почв ослаблена. Интенсивность выделения углекислоты – этого интегрального показателя окисления органических остатков в почвах, загрязненных автомобильными эмиссиями, – ниже, чем в фоновых, независимо от типа почвы (рис. 1). Наиболее пассивно окисление протекает в загрязненных болотно-подзолистых почвах, нежели в черноземах.

Т а б л и ц а 2

Содержание химических элементов (ХЭ) в пыли, почве и растительных фрагментах

ХЭ	Город						Пригород		
	Пыль	Сосна	Клен	Тополь	Береза	Газон	Почва	Береза	Трава
K	2,62	1,21	1,98	2,07	1,63	1,77	1,04	0,64	0,94
Ca	3,37	1,64	1,74	3,93	3,96	1,2	0,94	1,05	1
Mn	0,02	0,07	78	84	359	113	0,09	330	0,045
Fe	0,44	0,21	883	450	619	2030	2,77	2791	1,32
Co	Не опр.	Не опр.	12,3	8,43	8,21	31,6	Не опр.	38,7	Не опр.
Ni	18,2	11,3	7,42	9,22	7,78	11,8	45,8	13,3	17,5
Cu	40,2	28,6	16,8	16,7	14,3	15,1	28,6	16,1	27,8
Zn	164	134	36,5	136	150	45,7	96	155	43,5
As	0,62	0,68	1,06	0,54	1,23	1,74	0,94	1,46	9,74
Mo	0,98	0,16	0,37	0,41	0,196	1,86	1,34	0,728	4,35
Cd	0,51	0,46	0,66	1,01	0,86	0,69	0,52	1,71	0,58
Pb	8,45	7,93	5,11	2,41	5,38	8,04	20,0	6,47	10,2
Br	7,49	4,57	5,75	5,23	2,43	1,99	10,3	6,67	28,1
Ge	0,62	1,19	1,39	1,15	0,84	0,42	1,21	0,8	0,76
Ga	3,5	3,17	4,85	5,65	6,13	7,8	11,4	9,32	8,89
Rb	12,3	4,01	7,65	9,77	7,28	17,9	73,0	19	43,9
Sr	77	29,4	89	146	168	76	140	80	110
Y	2,33	0,60	1,55	0,58	0,91	3,2	25,5	3,69	14,9
Zr	21,1	5,48	19,5	4,51	7,22	30,6	207	59	122
I	1,1	5,57	6,19	4,15	6,51	4,2	6,62	3,64	4,92
Nb	0,65	0,29	0,57	0,37	0,43	1,52	11,6	1,76	5,81

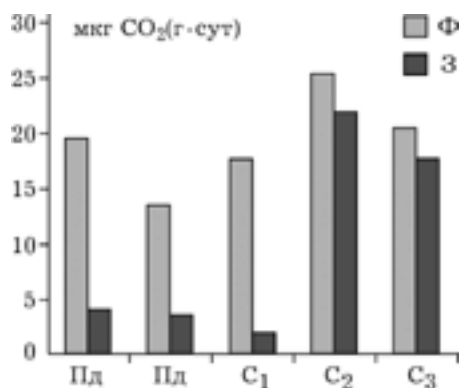


Рис. 1. Интенсивность дыхания в почвах.

Почвы: Пд – дерново-подзолистые, С₁ – светло-серая лесная, С₂ – серая лесная, С₃ – темно-серая лесная. Ф – фоновая экосистема, З – загрязненная экосистема.

Пул жизнеспособных микроорганизмов, образующих колонии на питательных средах, имитирующих присутствие пептона, крахмала и целлюлозы, ниже под насаждениями в придорожных экосистемах, чем за их пределами. Содержание кокковидных бактерий, слагающих основу пептонолитического населения, в подзолистых почвах придорожных экосистем сократилось в 6 раз, в черноземах – в 1,5–2 раза. Нитчатые бактерии –

амилолитики – отреагировали совершенно иначе. В болотных и болотно-подзолистых почвах их жизнеспособный пул сократился почти в 2 раза, а в черноземах – до 8. Особенно сложная ситуация для развития микробных деструкторов органических остатков складывается весной после малоснежных зим, когда пул выжившей микрофлоры даже в фоновых почвах минимален (рис. 2). Фактически он в 10 раз ниже, чем после много-снежных зим.

Запас жизнеспособных микроорганизмов определяется также и смываемостью почвы: в слабосмытой почве он выше, чем в средне-смытой.

Независимо от трофической стратегии в период снеготаяния мигрируют все представители микробного мира: бактерии, актиномицеты, грибы. В снеготалых водах города транспортируется максимум микрофлоры, достигающий экологически значимых величин – нескольких миллионов на 1 мл талой воды. Не случайно в аккумулятивных позициях почвенных катен, в малых водотоках, регистрируется высокий уровень содержания жизнеспособной микрофлоры, в том числе санитарно-опасной, о чем сообщалось нами

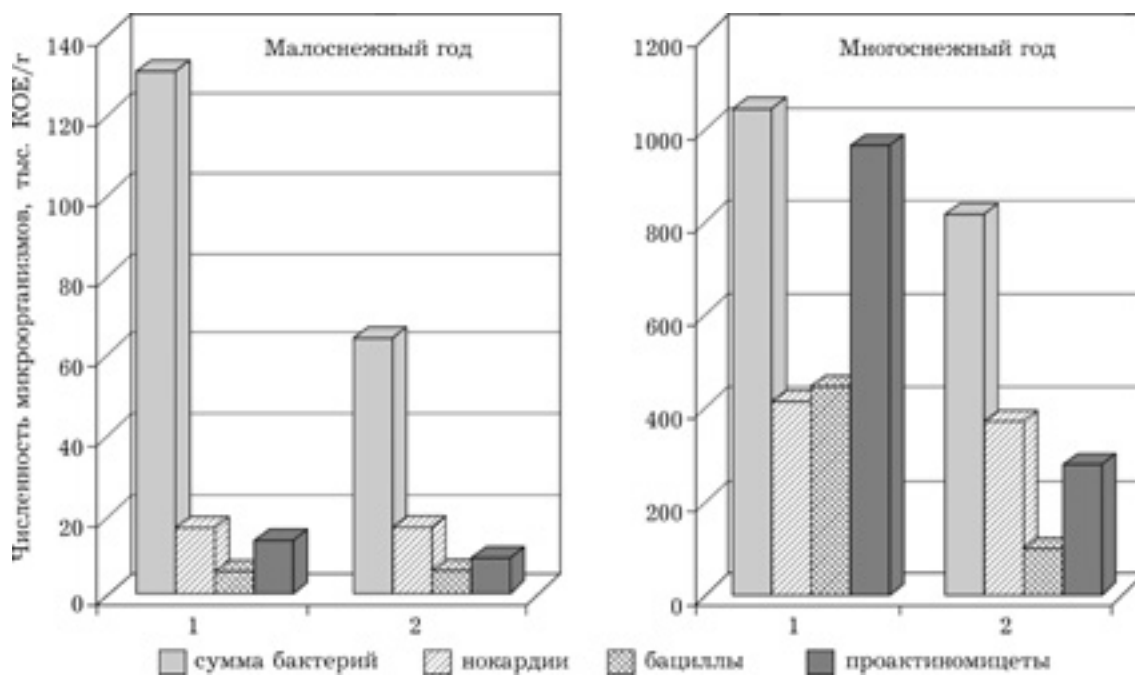


Рис. 2. Содержание бактерий в фоновой почве после снеготаяния в разные по снежности годы: 1 – слабосмытая почва, 2 – среднесмытая почва.

Содержание химических веществ в городских стоках, мг/л

Элемент	В речном стоке	В ливневом стоке	После экспозиции речной воды	
			с водным гиацинтом	с ряской
B	0,085	0,058	0,11	0,11
Ba	0,051	0,034	0,038	0,031
Ca	107	16,5	62,3	40,4
Cu	0,0045	0,0053	0,013	0,011
Fe	0,41	0,09	0,16	0,059
K	5,35	2,7	0,35	1,19
Li	0,07	<0,01	0,02	0,02
Mg	14,71	1,46	8,49	14,1
Mn	0,4	0,012	<0,003	<0,003
Na	35,11	4,33	17,73	29,94
P	0,34	<0,1	<0,1	<0,1
Si	5,49	1,34	4,04	5,13
Sr	0,45	0,051	0,38	0,35
Zn	0,78	0,15	0,19	0,12

ранее [5]. Санитарно-бактериологическая экспертиза малых водотоков и ливневых стоков показала высокое содержание санитарно-показательных бактерий. Индекс БГКП достигал 45 тыс., титр – 0,0002. Индекс *Clostridium perfringens* не превышал 45, а титр – 0,02. Одновременно мигрируют и химические элементы, как био-, так и техногенные (табл. 3).

После снеготаяния микробное население городских почв восстанавливается медленно и составляет около 4 тыс. КОЕ/г почвы для протеолитиков и 3 тыс. КОЕ/г – для амиллолитиков. Запас жизнеспособных зачатков амилло- и целлюлозолитических грибов особенно низок. Летом суммарное количество протеолитических микроорганизмов в придорожных экосистемах поднялось до 11 тыс. КОЕ/г почвы, амиллолитиков – до 13 тыс., целлюлозолитических грибов – до 0,2 тыс.

Слабая обеспеченность хемоземов органической пищей для сапрофитов в присутствии химических токсикантов спровоцировала выживание токсичной микрофлоры. Как показал санитарно-микробиологический анализ исходных образцов компостируемых компонентов (травы, листьев, веток, коры деревьев, хвои сосны, тополиного пуха и почек), содержание в них микробных продуцентов токсических веществ, в том числе условно-

патогенных бактерий – группы кишечной палочки – БГКП, термофилов и *Clostridium perfringens*, оказался во всех случаях отбора выше допустимых значений. Листья клена наиболее загрязнены в сравнении с другими растительными образцами. Смыв с листьев клена выявил максимальное содержание термофильных бактерий *Clostridium perfringens*, а также БГКП. Титр последних соответствовал высокой категории загрязнения. Листья тополя и особенно хвоя сосны оказались наиболее чистыми.

Высокое содержание кишечной палочки в почвенной пыли приземного слоя воздуха обуславливается и повышенной реакцией среды (см. табл.1). Реакция почвы очень важна для жизнеспособности этой бактерии. В слабокислой среде (рН 5,6–6,3) она может существовать и размножаться в течение 110 дней, в кислой (рН 2,9–3,7) – погибает за 10 сут. [12]. Самоочищению почв от кишечной палочки способствует присутствие гуминовых кислот [13].

Если судить по высокому содержанию гумуса в хемоземах (6–8 %), количество гуминовых кислот здесь довольно высокое и урбаноземы в районе Юго-Западного жилого массива и трамвайного кольца способны к относительно быстрому самоочищению. Почвы заводского пустыря, хотя и представлены тяжелым гранулометрическим составом,

содержат крайне низкое количество гумуса и по этой причине, естественно, характеризуются чрезвычайно низкой способностью к самоочищению.

Компостирование загрязненных древесно-растительных отходов оказалось позитивным в санитарном отношении. Компосты из сосновых и тополиных остатков освобождаются от патогенных бактерий быстрее, чем содержащие березовые и кленовые фрагменты. Важно отметить, что через 3 мес. во всех случаях регистрируется полное бактериальное очищение. Это обусловлено, прежде всего, термогенезом аэробного окисления. При испытании зрелых компостов на фитотоксичность – способность подавлять прорастание семян, рост и развитие высших растений – удалось выявить негативную роль грибных продуцентов токсических веществ.

При сравнении динамики роста микробных деструкторов лиственных и хвойных компостов оказалось, что через месяц их разложения возрастает доля грибов. В хвойных компостах пул грибов на порядок выше, чем в лиственных субстратах. Следует отметить и тот факт, что в лиственных компостах органоминеральные добавки резко снижают рост грибов, в то время как в хвойных субстратах, напротив, стимулируют этот процесс. В динамике содержание грибной компоненты сохраняется высоким во всех вариантах компостирования (рис. 3). В сосновых компостах вспышка роста грибной компоненты на фоне азотно-фосфорных добавок (в виде

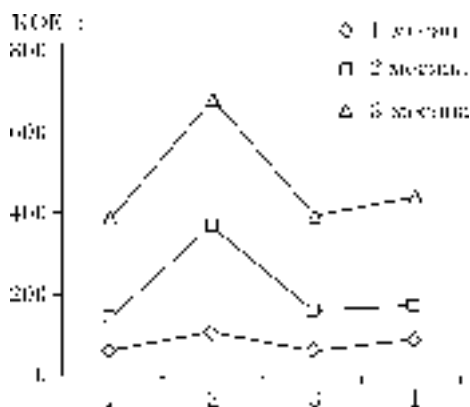


Рис. 3. Динамика грибов при компостировании.

Варианты компостов: 1 – исходная смесь, 2 – добавки органоминеральных удобрений, 3 – микробные добавки, 4 – органоминеральные и микробные добавки.

мочевины и двойного суперфосфата) не случайна. Известно, что компостирование интенсивно протекает в том случае, если в субстрате С : N составляет 25 : 1...30 : 1 [14]. В растительной части отходов такое отношение, как правило, соблюдается. Но в древесных, особенно хвойных, породах содержание азота, фосфора и калия значительно уступает углероду. Поэтому скорость минерализации древесных и растительных остатков разная: у хвой лиственницы, например, она наименьшая (32,5 %), у листьев березы и травы выше – 43 и 48 % соответственно [15]. При разложении хвой лиственницы в почву попадает меньше углерода, азота и других зольных элементов (в 9, 2 и 5 раз соответственно по сравнению с березовой листвой) [16].

В наших опытах стимулирование роста грибов раньше отмечалось в компостах, содержащих отходы тополя, березы, клена [5] как в вариантах с микробными, так и комбинированными добавками. В компосте с сосновыми отходами и удобрениями регистрируется максимальное усиление роста грибов. Несмотря на схожую тенденцию хода кривой содержания грибной компоненты в сосновых компостах, во всех вариантах компостирования в присутствии удобрений абсолютные значения грибов были выше. Что касается бактерий, утилизирующих, как известно, питательные вещества из насыщенных растворов, то их пул в динамике компостирования значительно увеличивался на фоне всех добавок, но на начальных этапах – лишь в случае микробных и комбинированных. Это можно объяснить наличием лигнина и смол, присутствующих в хвойных компостах и резко сдерживающих развитие бактериальных деструкторов.

При компостировании березовых отходов содержание бактерий увеличилось с 34 до 65 % в варианте с микробными добавками и до 70 % – на фоне комбинированных добавок. Пул бацилл в последнем случае обнаруживает ту же тенденцию роста: с 14 до 83 %. В биодеструкции кленового и тополевого компостов, характеризующихся высоким содержанием токсичных элементов, микробные добавки стимулируют рост актиномицетов на 10–15 %. Удобрения тормозят рост актиномицетов. Грибная компонента в березовых компостах увеличивается в 3–4 раза на фоне

микробных и комбинированных добавок, кле-новых – в 5–16 раз при тех же добавках и в 4–5 раз – в компостах, содержащих ветки, листья, пух тополя.

При разложении сосновых отходов грибная компонента имеет выраженный ход кривой, не зависящий от варианта компостирования. Однако активная стимуляция роста грибной флоры, как первого этапа высвобождения азота из сосновых фрагментов на фоне добавки удобрений, негативно влияет на энергию всхожести семян фацелии и клевера ползучего белого сорта “Белый танец” (табл. 4). Так, ингибирование энергии прорастания семян фацелии по сравнению с компостом без добавок составило 42 %, по сравнению с микробными добавками – 61, а с комбинированными – 164 %. Энергия прорастания семян клевера снизилась на 95, 334 и 362 % соответственно. Однако по данным всхожести и морфометрическим показателям корней и стеблей побеги испытанных растений не диагностируют ингибирования. Более того, комбинированные добавки удобрений с микроорганизмами заметно активизируют как энергию прорастания семян, так и морфометрические показатели. Энергия прораста-

ния фацелии увеличилась в 2,6 раза, клевера – почти в 5 раз. Длина корней возросла на 26, а стеблей – на 8 %. Всхожесть семян клевера на фоне такой комбинации стала больше на 6, а длина стеблей – на 27 %.

Реакция мятлика лугового сорта “Балин” на токсигенность компостированного субстрата оказалась менее выраженной, чем клевера ползучего. Добавка удобрений также снизила энергию прорастания и всхожести семян. Однако комбинированные добавки не снизили фитотоксичность по данным тестам. Снижение ингибирования на фоне микробных и комбинированных добавок проявилось и на морфометрических характеристиках мятлика. Длина корней проростков увеличилась на 11 % на фоне микробных добавок, стеблей – на 22 % в присутствии комбинированных добавок. На массу корней и стеблей позитивно повлияли комбинированные добавки.

Таким образом, для снижения токсигенности почв придорожных экосистем предпочтительнее варианты компостов с микробными либо комплексными добавками. Возврат гумусированной массы в городские почвы и высеив испытанных газонных трав, используемых как в смеси с другими видами, так и в чистом

Т а б л и ц а 4

Реакция растений газонного озеленения на токсигенность зрелых компостов (К)

Растение, вариант компоста	Семена		Проростки			
	Энергия прорастания, %	Всхожесть, %	Длина, мм		Масса, мг	
			корни	побеги	корни	побеги
Фацелия						
Вода дистиллированная	4	5	30	15	13	19
К исходный	5	5	51	32	13	21
К + удобрения	3	13	58	37	24	33
К + микроорганизмы	5	5	33	17	11	15
К + удобрения +микроорганизмы	9	11	73	40	24	36
Клевер						
Вода дистиллированная	12	65	6	7	17	60
К исходный	27	93	17	15	24	72
К + удобрения	14	91	17	14	25	77
К + микроорганизмы	61	93	20	15	29	93
К + удобрения +микроорганизмы	65	96	18	15	22	98
Мятлик						
К исходный	46	74	18	18	12	23
К + удобрения	40	71	19	18	11	23
К + микроорганизмы	13	64	21	17	14	22
К + удобрения +микроорганизмы	31	74	14	22	15	31

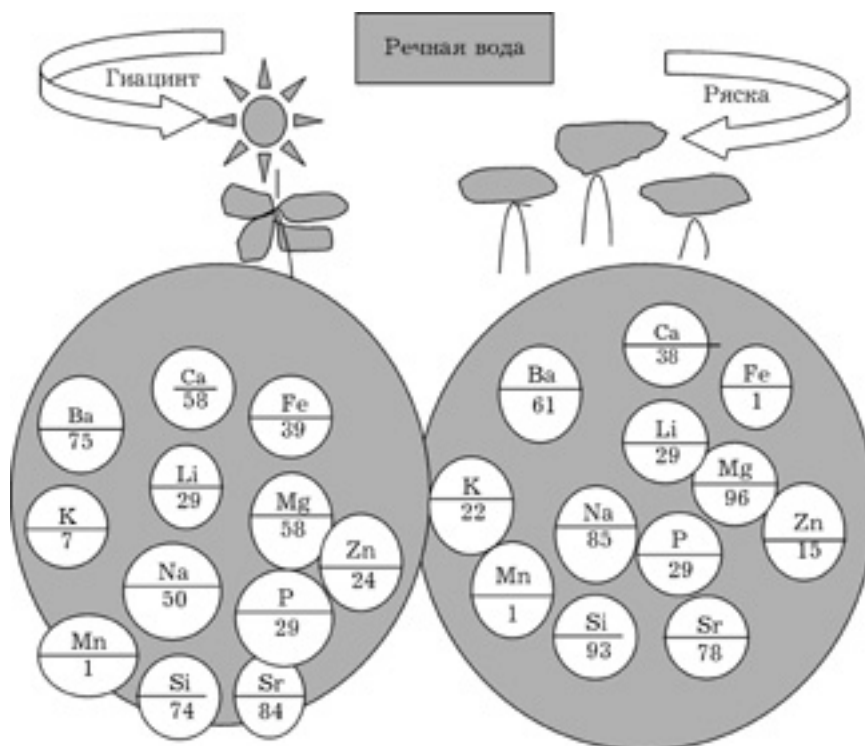


Рис. 4. Химические элементы в речной воде после экспозиции с водным гиацинтом и ряской (в числителе – элемент, в знаменателе – доля содержания от исходного количества, %).

виде, обеспечит восстановление почвенного плодородия, санитарно-гигиенической и декоративно-художественной функций партерных газонов, клумб, рабаток, придорожных полос лесопарковых и транспортных зон.

Улучшения качества аквасистем можно достичь путем использования фитоочистки водными растениями: водным гиацинтом или местной ряской, которые очищают воду от бактериально-опасной микрофлоры и тяжелых металлов. Причем наибольшую очищающую способность от бактериального загрязнения в течение месяца проявляет местная ряска; водный гиацинт уступает ей в скорости очистки [5].

В отношении техногенного загрязнения растения обнаружили избирательность (см. табл. 3). Наименьшее содержание железа, цинка, стронция сохранилось в воде после месячного очищения ее с ряской, а кремния и магния – с гиацинтом. Содержание марганца, фосфора и лития оказалось на одном количественном уровне в воде с ряской и гиацинтом (рис. 4).

Полученные результаты могут быть использованы в подготовке рекомендаций по предпочтительности применения компостов в газонном озеленении, а водных фитоагентов – в гидроочистке антропогенно эвтрофных аквасистем, коррекции содержания в них химических элементов, поступающих с удобрениями, ядохимикатами, промышленными и городскими стоками. Экологически ориентированная трансформация муниципальных отходов санитарного ухода за древесно-растительными насаждениями позволяет вовлечь в круговорот нетрадиционные целлюлозосодержащие материалы, облегчить регенерацию биологических свойств городских почв, защитить окружающую среду от негативного воздействия. Возврат органоминеральной смеси в верхний слой городских почв будет способствовать улучшению физико-химических свойств хемоземов, активизации полезной микробиоты, восстановлению санитарно-гигиенической и декоративно-эстетической функций зеленых насаждений города.

ВЫВОДЫ

1. В антропогенно преобразованных почвах и хемоземах придорожных экосистем развиваются неблагоприятные биологические и химические процессы. Зеленые насаждения, верхний слой почвы, промышленные и городские жидкие стоки характеризуются депонированием токсикантов различного генезиса и ослаблением роста сапрофитной микрофлоры. Физико-химические условия городской среды способствуют выживанию патогенной микрофлоры.

2. Аэробное компостирование муниципальных древесно-растительных отходов устраняет санитарную опасность возбудителей кишечных инфекций независимо от вида растения и приема разложения.

3. В ходе созревания компостов усиливается роль грибной компоненты. В основных отходах она обнаруживает постоянную динамику роста независимо от приема обработки. Фитосанитарное качество зрелых сосновых компостов регистрируется в присутствии микробных и органоминеральных добавок.

4. Фитотоксичность основных компостов снижается по тестам энергии прорастания и всхожести семян, росту корней и стеблей газонных трав. Клевер белый и фацелия обнаружили большую предпочтительность к таким ускоренным вариантам аэробного разложения, нежели мятлик луговой.

5. Активизация очистки водных экосистем от химического и микробного загрязнения проявляется в присутствии водного гиацинта и ряски. Эти растения обнаруживают видовую специализацию к снижению токсигенности. Местный представитель ряски оказался наиболее эффективным в очистке.

6. Испытанные способы дезактивации хемоземов и водотоков, депонирующих токсические вещества и микроорганизмы, легко реализуемы в городском хозяйстве при восстановлении санитарных, экологических и продуктивных функций наземных и водных экосистем.

7. Полученные тенденции роста грибных деструкторов в листовых и хвойных компостах должны учитываться при прогнозировании экотоксикологической обстановки в биоремидиационных почвах.

ЛИТЕРАТУРА

1. Классификация и диагностика почв России, Смоленск, Ойкумена, 2004, 264–265.
2. А. А. Танасиенко, В. С. Артамонова, *Сиб. экол. журн.*, 1998, **5**: 6, 553–570.
3. В. С. Артамонова, Там же, 2002, **9**: 3, 349–354.
4. В. С. Артамонова, Микробиологические особенности антропогенно преобразованных почв Западной Сибири, Новосибирск, Изд-во СО РАН, 2002.
5. В. С. Артамонова, А. А. Танасиенко, И. М. Гаджиев и др., *Сиб. экол. журн.*, 2004, **11**: 3, 289–300.
6. Методические указания по оценке городских почв при разработке градостроительной и архитектурно-строительной документации, М., НИИПИ ЭГ, 1996.
7. Г. Г. Гатаулина, М. Г. Обьедков, Практикум по растениеводству, М., Колос, 2000.
8. А. И. Обухов, О. М. Лепнева, *Почвоведение*, 1989, 5.
9. Классификация и диагностика почв Западной Сибири, Новосибирск, Изд-во Ин-та Запсибгипрозем, 1979.
10. Е. М. Никифорова, Г. Г. Лазукова, Экогеохимия городских ландшафтов, М., МГУ, 1995.
11. Методические рекомендации по выявлению деградированных и загрязненных земель, М., 2003.
12. И. Н. Скворцова, Почва, город, экология, М., Фонд за экологическую грамотность, 1997, 141–145.
13. Z. Filip, *Biologische Abfallbehandlung*, K. Wiemer und M. Kern (Hrsg), M. J. C. Baeza –Verlag, Witzhausen, 1993, 127–155.
14. В. И. Сметанин, Защита окружающей среды от отходов производства и потребления, М., Колос, 2000.
15. А. А. Данилова, *Сиб. экол. журн.*, 2002, **9**: 3, 331–336.
16. Э. Ф. Ведрова. *Лесоведение*, 1995, 4, 13–21.

Modern Aspects of Remediation of Biological Properties of Urban Soils

V. S. ARTAMONOVA, A. A. TANASIENKO, S. B. BORTNIKOVA

Data on biogenic and toxic elements in roadside ecosystems of urbanized territories and on the intensity of release of carbon dioxide by microbiota in soils of various biogenicity are presented. Characteristics of toxigenicity of soils and arboreal vegetable residues of green plantations in terms of toxic chemical element content, content of sanitary representative bacteria, and phytotoxicity are given. Inhibition of landscaping plants - clover, meadow grass, phacelia - is compared with respect to germination energy, growth of roots and shoots on composted arboreal vegetable relduses. Choice of technologies of aerobic decomposition of municipal refuses for improvement of urban soils is offered.