

Н. Д. АНАНЬЕВА

МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ САМООЧИЩЕНИЯ И УСТОЙЧИВОСТИ ПОЧВ



«НАУКА»

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
ИНСТИТУТ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ
И БИОЛОГИЧЕСКИХ ПРОБЛЕМ
ПОЧВОВЕДЕНИЯ

Н.Д. АНАНЬЕВА

МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ САМООЧИЩЕНИЯ И УСТОЙЧИВОСТИ ПОЧВ



МОСКВА «НАУКА» 2003

УДК 631.4
ББК 40.3
А64

Ответственный редактор
доктор биологических наук *Д.Г. Звягинцев*

Рецензенты:
доктор биологических наук *О.Е. Марфенина*
доктор биологических наук *В.И. Никитишен*

Аваньева Н.Д.

Микробиологические аспекты самоочищения и устойчивости почв /
Н.Д. Аваньева; Отв. ред. Д.Г. Звягинцев. – М.: Наука, 2003. – 223 с.
ISBN 5-02-006451-3 (в пер.)

Монография посвящена основам микробиологической оценки почв, их самоочищения от пестицидов и устойчивости к антропогенным воздействиям. Проанализирована взаимосвязь между скоростью исчезновения пестицидов и микробиологическими показателями почв, выявлена определяющая роль микробной биомассы в самоочищении почв от пестицидов. Показано, что устойчивость почвы к антропогенным и природным воздействиям можно характеризовать параметрами функционирования почвенного микробного сообщества.

Для почвоведов, микробиологов, экологов и специалистов в области охраны окружающей среды.

ТП-2003-1-139

ISBN 5-02-006451-3

© Российская академия наук, 2003
© Издательство “Наука” (художественное оформление), 2003

ВВЕДЕНИЕ

“И к знанию сразу распахнулись двери,
Природу человек вдруг взял в полон.
Упали в прах обломки суеверий,
Наука в правду превратила сон:
В пар, в телеграф, в фонограф, в телефон,
Познав составы звезд и жизнь бактерий”.

В.Я. Брюсов (1918)

Почвы занимают центральное место в жизнеобеспечении человечества и функционировании биосферы. Почвы во многом определяют устойчивость биосферы и ее очищение от загрязняющих веществ (Мишустин, Перцовская, 1954; Никитин, Никитина, 1978; Мишустин и др., 1979; Звягинцев, 1987а, б; Аристовская, 1988; Фокин, 1989; Freedman, 1989; Coleman et al., 1992). Самоочищение почвы есть совокупность природных процессов, направленных на уменьшение содержания в ней загрязняющих веществ (Глазовская, 1999). Оно обусловлено прежде всего способностью почвенных микроорганизмов разлагать широкий спектр природных и синтетических соединений (Alexander, 1980; Eagle, 1988). Устойчивость почв к различным воздействиям определяется их способностью возвращаться к нормальному функционированию и/или противостоять различным стрессам (Одум, 1975; Будыко, 1977; Chapin et al., 1996). Познание процессов самоочищения и механизмов устойчивости почв является необходимым для поиска путей сохранения биосферы и предотвращения возрастающих за последние десятилетия негативных антропогенных воздействий.

Применение пестицидов (физиологически активные химические вещества для уничтожения или предупреждения развития вредных организмов, мировое ежегодное производство которых составляет около 2 млн тонн активного ингредиента) позволяет сберечь около 50% потенциального мирового урожая (Crater, 1967), однако приводит к исключительному воздействию на природные процессы (Edwards, 1977; Головлева, Головлев, 1980; Яблоков, 1988). Поэтому проблема уменьшения риска в результате их использования, в том числе и через изучение процесса самоочищения почв от пестицидов, чрезвычайно актуальна. Самоочищение почвы от пестицидов рассматривают, в основном, через пути их детоксикации, особенности метабо-

лизма и микробной деградации (Dagley, 1972; Khan, 1980; Головлева, Головлев, 1980; Bollag, Liu, 1990; Круглов, 1991). Основным контролем за исчезновением пестицидов, а значит, и оценкой самоочищения среды является химический анализ их остатков. Однако широкий ассортимент используемых в сельском хозяйстве пестицидов (около 900 активных соединений, скомбинированных в 60 тыс. препаратов, из них более 300 разрешено для применения в России) и огромное разнообразие почвенных условий, а также ограниченная возможность их химического определения в окружающей среде диктуют необходимость поиска микробиологических параметров (Paris et al., 1981; Anderson, 1984; Paris, Rogers, 1986; Voos, Groffman, 1997), по которым можно было бы достаточно эффективно и быстро судить о самоочищающейся способности почв от пестицидов, в том числе и с целью прогнозирования.

Самоочищение почв рассматривают как меру их устойчивости (Rouard et al., 1996; Глазовская, 1999). Показателями устойчивости почв могут быть “скорость самоочищения” от продуктов техногенеза (Глазовская, 1997; 1999), состав, запас гумуса и биологическая активность (Васильевская, 1996), емкость катионного обмена и мощность гумусового горизонта (Снакин и др., 1995), кинетика трансформации органического вещества (Смагин, 1994), система химических элементов (Мотузова, 1999), отношение Ca/Al (Cronan, Grigal, 1995) или потеря почвой питательных элементов (Dhamala, Mitchel, 1996). Однако диагностировать ранние нарушения в почве от различных воздействий с помощью этих показателей и тем самым оценить устойчивость, в основном, затруднительно. Микробиологическая оценка устойчивости почвы могла бы быть более обещающей (Anderson, Domsch, 1985, 1993; Ohtonen, 1994). Отсюда микробиологическая оценка почв в связи с самоочищением от пестицидов и устойчивостью к антропогенным воздействиям представляется как фундаментальной, так и практически важной задачей.

Почвы являются естественным резервуаром, где происходит деградация и аккумуляция созданных человеком физиологически активных соединений – пестицидов (Хайниш и др., 1979; Khan, 1980; Добровольский, Гришина, 1985; Добровольский, Никитин, 1986; 1990; Лебедева и др., 1990; Мельников, 1990; Небел, 1993). Самоочищение почвы от пестицидов происходит в результате химических, физических и биологических процессов (Головлева, Финкельштейн, 1984; Eagle, 1988; Соколов, 1990). О самоочищении почвы от пестицидов судят по результатам химического анализа их остатков, что требует, как правило, дорогостоящего оборудования и трудозатрат, ощутимых даже для развитых стран.

Только в нашей стране разрешено для применения более 300 пестицидных соединений (Список..., 1992). Поэтому очевидны усилия исследователей многих стран найти, изучить и обосновать использование показателей, способных адекватно, достаточно эффективно и быстро характеризовать скорость деградации/исчезновения пестицида в различных почвах и тем самым дать прогноз его поведения, а также определить самоочищающую способность почвы (Ковда и др., 1977; Глазовская, 1979а, б; Larson, 1984; Соколов и др., 1981; Fate of pesticides and chemicals in the environment, 1992).

Проводятся исследования, в которых обосновываются подходы и предлагаются показатели для предсказания поведения пестицидов в объектах окружающей среды. В качестве предикторов скорости исчезновения пестицидов в почве предложены значения коэффициента октанол-вода (Kawamoto, Urano, 1990), константы адсорбции пестицида почвой (Kanazawa, 1989), pH среды (Hiltbold, Buchanan, 1977) и химическая структура пестицидного соединения (Boethling et al., 1989). Однако, принимая во внимание, что большинство пестицидов в почве подвергается микробиологической деградации (Alexander, 1965; 1994), усилился интерес исследователей к биологическим показателям самоочищения природных сред (Paris et al., 1981; 1982). В этом направлении, особенно для почвы, многое еще неясно из-за большого разнообразия почвенных условий и пространственно-временной изменчивости почвенно-микробиологических показателей. Есть теоретические и экспериментальные подтверждения возможности определяющей роли микробного компонента почвы (по измерению: АТФ, биомассы, численности клеток) и его активности (дыхание почвы) для предсказания скорости разложения пестицидов в почве, а значит, и ее самоочищения (Coleman, 1973; Nannipieri et al., 1978; Paris et al., 1981; Anderson, 1984; Torstensson, Stenstrom, 1986; Liu Duo-Sen et al., 1988; Wardle, Parkinson, 1991; Wardle, 1992).

Поэтому поиск взаимосвязи самоочищения почв от пестицидов (по результатам химического анализа их остатков) с их микробиологическими показателями (численность сапротрофных микроорганизмов и почвенная микробная биомасса) был основным нашим направлением при исследовании различных типов почв и экосистем.

Кроме того, исследователи разрабатывают подходы для *сравнительной* оценки самоочищения от пестицидов почв определенных территорий. Так, оценка самоочищающей способности почв ряда регионов (Украина, Молдавия, нечерноземная зона европейской части России) была разработана М.А. Гла-

зовской (1979в) и М.С. Соколовым с соавторами (1981). В основу районирования территории по способности самоочищения почв и ландшафтов от органических ксенобиотических соединений был положен принцип почвенной и ландшафтно-биогеохимической зональности. Была рассчитана балльная оценка самоочищения почв, которая зависит от распаханности почв данной зоны и нагрузки на нее пестицидов (Соколов и др., 1981). В качестве показателя скорости разложения органических веществ, в том числе и пестицидов, взята величина опадоподстилочного коэффициента (Глазовская, 1979в; Соколов, Глазовская, 1979). По мнению этих авторов, степень опасности остаточного накопления пестицидов в почвах возрастает с юга на север, а в пределах каждой ландшафтной зоны – от песчаных почв к суглинистым и глинистым, от незаболоченных к переувлажненным и болотным.

Для оценки самоочищения почв больших территорий предложенный подход несомненно оправдан. Масштаб его применения лежит за пределами одной биоклиматической зоны. Однако не менее важна оценка самоочищения почв от пестицидов на территории, климатические условия которой однородны. И в этом случае оправдан поиск показателя (показателей), с помощью которого возможно предсказать самоочищение почв от пестицидов.

Самоочищение почв от пестицидов тесно связано с их устойчивостью к антропогенному воздействию, в том числе и к различным поллютантам. Неслучайно самоочищение почв как способность *восстановления их нормального функционирования* после прекращения техногенного воздействия (связанного с деятельностью человека) рассматривают как меру их устойчивости (Rouard et al., 1996; Глазовская, 1999). Понятие “устойчивость” широко используется в географии (Устойчивость геосистем, 1983), биологии (Левич, 1976; Свирежев, Логофет, 1978), экологии (Odum, 1969; 1985; Одум, 1975; 1986), а в последние годы – и в почвоведении (Смагин, 1994; Снакин, Присяжная, 1995; Снакин и др., 1995; Глазовская, 1979а, б; 1997; 1999; Васильевская, 1996; Васильевская и др., 1997; Мотоузова, 1999) и, в частности, почвенной биологии (Kennedy, Smith, 1995; Wardle, Giller, 1996; Ohtonen et al., 1997). Современные исследования направлены на изучение влияния антропогенных воздействий на устойчивость природных экосистем (Stress effects on natural ecosystems, 1981). Устойчивая экосистема способна преодолевать нарушения, поддерживать продуктивность, плодородие, скорость биогеохимических циклов и разнообразие основных функциональных групп (Chapin et al., 1996).

Почвы – буферные открытые динамические системы, связанные с окружающей средой потоками вещества и энергии (Глазовская, 1992). Поэтому устойчивость почв можно рассматривать как ее способность возвращаться после возмущения в исходное состояние и сохранять производительную функцию в социально-экономической системе (Глазовская, 1978; 1983; Почвенно-экологический мониторинг и охрана почв, 1994).

Почвы постоянно подвергаются различным природным и антропогенным воздействиям. В последние два десятилетия перед исследователями возникла проблема поиска и обоснования оценочных показателей, с помощью которых можно было бы документировать потенциальный риск изменения устойчивости почвы в результате внешних воздействий. Устойчивость почв предлагают оценивать через “скорость самоочищения” от продуктов техногенеза (Глазовская, 1997; 1999), состав, запас гумуса и биологическую активность (Васильевская, 1996; Васильевская и др., 1997), емкость катионного обмена, мощность гумусового горизонта и другие почвенные характеристики (Снакин и др., 1992), кинетику трансформации органического вещества (Смагин, 1994) и систему химических элементов (Мотузова, 1999). Величина отношения кальция к алюминию в почвенном растворе (Cronan, Grigal, 1995) или потери почвой питательных элементов (Dhamala, Mitchel, 1996) могли бы служить индикаторами стресса и нарушений в почве.

Однако многие из предлагаемых показателей устойчивости почвы как ее отклик на различные воздействия являются довольно инертными или слишком “стабильными”, изменение которых может произойти только при сильных или катастрофических воздействиях. Поэтому диагностировать изменения в почве, а значит, нарушение ее устойчивости при различных антропогенных воздействиях будет затруднительно. Отсюда наиболее обещающим индикатором, индексом или показателем устойчивости почв к антропогенным воздействиям может служить активность микробных сообществ (Ohtonen, 1994). Широко используемыми показателями активности почвенного микробного сообщества являются микробная биомасса, базальное (фоновое) дыхание почвенных микроорганизмов, а также их производное. Микробный метаболический коэффициент, представляющий собой отношение дыхания почвенных микроорганизмов к их биомассе, может служить показателем нарушения в почвенной системе (Anderson, Domsch, 1985a, b). Теоретически величина отношения скорости дыхания организмов на единицу их биомассы должна быть высокой в молодых или нарушенных экосистемах, низкой – в климаксных и более

устойчивых (Odum, 1969). За последние годы число исследований, в которых определяли величину микробного метаболического коэффициента почв, нарушенных различными воздействиями, существенно возросло (Insam, 1990; Santruckova, Straskraba, 1991; Wolters, Joergensen, 1991; Wardle, 1993; Sakamoto, Oba, 1994; Smith et al., 1994; Sparling et al., 1994; Wardle, Ghani, 1995; Anderson, Joergensen, 1997; Blagodatskaya, Anderson, 1998; 1999). И хотя высказан некоторый критицизм его использования для индикации развития природной экосистемы (Wardle, Ghani, 1995), перспективность и полезность такой биологической оценки устойчивости почвенной экосистемы не вызывает сомнения. К тому же относительная теоретическая разработанность концепции устойчивости почвы во многом еще не опирается на достаточное экспериментальное подтверждение. Именно с позиций биологической устойчивости почвенной системы к различным воздействиям, в том числе и через их самоочищение от пестицидов, рассмотрены экспериментальные обобщения и концептуальные положения настоящей работы.

Основные трудности при интерпретации результатов отклика микробного сообщества на нарушения в почве, в том числе и под влиянием пестицидов, связаны с природными (временные и пространственные) флуктуациями его численности и активности. Эти флуктуации часто бывают значительно больше, чем от какого-либо антропогенного воздействия (Brookes, 1995). Не случайно микробиологи дискутируют два основных аспекта, связанных с исследованиями почв: первый – какой (какие) показатель(и) почвы может быть индикатором изменений в ней, несмотря на его (их) вариабельность в пространстве и во времени; второй – какие сведения нужно предоставить экономистам, чтобы определить в денежном исчислении состояние (“здоровье”) почвы и последствия влияния на нее различных воздействий (Бринчук, 1990; Воина, 1997).

Поэтому *цель работы* заключается в комплексном исследовании способности почвы к самоочищению от пестицидов и разработке микробиологической оценки устойчивости почвы к антропогенным воздействиям.

При этом основные вопросы, на которых были сфокусированы исследования, заключались в изучении:

- 1) процесса и обоснования микробиологических показателей самоочищения почв от пестицидов;
- 2) деградации органических поллютантов в природных средах с разным уровнем биогенности;
- 3) влияния пестицидов на численность сапротрофных микро-

организмов, содержание микроскопических грибов и микробной биомассы почв за период “жизни” пестицида в почве;

4) взаимосвязи между скоростью исчезновения пестицида и дыхательной активностью микробного сообщества почвы (базальное/фоновое и субстрат-индуцированное дыхание);

5) способа пространственной визуализации микробиологических показателей самоочищения почв от пестицидов;

6) временного и пространственного варьирования показателей микробного сообщества почвы (микробная биомасса, базальное и субстрат-индуцированное дыхание, микробный метаболический коэффициент) и определяющих его факторов;

7) определения биологической устойчивости почвы через показатели состояния микробного сообщества почвы;

8) сравнения устойчивости микробного сообщества почвы при антропогенных и природных воздействиях.

Глава I

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Работа является многоплановой и затрагивает микробиологические аспекты самоочищения почв от органических поллютантов и устойчивости почв к различным неблагоприятным факторам. Комплексность работы обусловила использование разнообразных микробиологических, агрохимических, биохимических и химических методов исследования в многочисленных лабораторных (22 °С, 60% ПВ), микрополевых (инкубация при температуре почвенного слоя), мелкоделяночных, тепличных (пленочное покрытие) и полевых экспериментах.

Были изучены почвы и сопредельные среды (природные воды) европейской части России, Белоруссии, Грузии, Азербайджана, Словакии, Германии и США (штат Джорджия) (табл. 1).

1.1. ОБЪЕКТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Почвы и отбор образцов. Основным объектом исследования служили почвы (11 типов) разных биоклиматических зон (Добровольский, 1968; Глазовская, 1975; Добровольский, Урусевская, 1984; Ковда, Розанов, 1988), образцы которых отбирали из верхнего гумусового горизонта (0–10 см) не менее чем из пяти точек. Образцы усредняли, просеивали (2–3 мм) и хранили в аэрируемых полиэтиленовых пакетах (при 8 °С) до использования в экспериментах. Лесную подстилку для анализа не использовали. Влияние длительного многолетнего агроиспользования оценивали в экспериментах на дерново-подзолистой почве (Тверская обл.) и выщелоченном черноземе (Воронежская обл.), которые в течение 39 и 22-х лет до начала наблюдения соответственно находились в условиях однотипной обработки (вспашка, внесение минеральных и органических удобрений, севооборот). Образцы почв с опытных площадок отбирали в течение трех лет по сезонам года (весна, лето, осень, зима).

Таблица 1. Объекты и район исследования

Объект исследования	Район исследования	Экосистема
<i>Почва</i>		
Дерново-подзолистая	Россия (Московская обл.)	Лес/луг/агро
—"	Белоруссия (Могилевская обл.)	Лес/луг/агро
Торфяно-болотная	Белоруссия (Могилевская обл.)	Лес/луг/агро
Торфяно-подзолистая	Россия (Московская обл.)	Агро
Серая лесная	Россия (Московская обл.)	Лес/луг/агро
Лугово-аллювиальная	Россия (Московская обл.)	Агро
Бурая лесная	Германия (Нижняя Саксония)	Лес
Бурозем (горный)	Южная Словакия (Братислава)	Агро
Лугово-черноземовидная	Россия (Краснодарский край)	Лес/агро
Сероземно-луговая	Азербайджан (Курор-Араксинская низменность)	Агро
Краснозем	Грузия (Аджария)	Лес
—"	США (Джорджия)	Лес/луг/агро
<i>Водоисточник (название)</i>		
Ока/Селинский/Грызлово	Россия (Московская обл.)	Река/пруд/озеро
Кубань/Пригибский/водоканал	(Краснодарский край)	Река/лиман/ирригац. канал
Черное море	Грузия (Аджария)	Море
Окони/Мемориал/Чероки	США (Джорджия)	Река/пруд/озеро

Для характеристики почв территорий Московской обл. (1200 км², 4 сезона), Белоруссии (42 км², 1 сезон) и Германии (750 км², 1 сезон) отбирали образцы в 42, 56 и 40 точках-пикетах соответственно.

Природная вода. Образцы воды природных водоисточников, территориально-удаленных друг от друга, также служили объектами исследования для ряда экспериментов (табл. 1).

Почвенная суспензия. Почвенную суспензию готовили из почвы и воды в соотношении 1:9.

1.2. ОБРАБОТКА

В почву, природную воду и почвенную суспензию вносили различные пестициды (металаксил, пропанид, ГХЦГ, линурон, пропахлор, ДДТ, оксадиксил, азовит, 2,4-Д, глифосат, прометрин) и поллютанты [3,4-дихлоранилин, один из основных метаболитов фениламидных и карбоаматных пестицидов; простые (фенол, п-крезол) и сложные (α -нафтол, квинолин) ароматические соединения; углеводороды нефти (бензин, моторное масло, дизельное топливо); диметилгидразин, или гептил, $(\text{CH}_3)_2\text{N}-\text{NH}_2$, компонент ракетного топлива; уксуснокислый свинец $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$].

а) Обработка пестицидами. Почву делили на три части, одну из которых (0,5–1,0 кг) обрабатывали водным раствором пестицида до создания требуемой концентрации и влажности почвы, равной 60% полной влагоемкости (ПВ). Другую часть почвы той же массы обрабатывали водой (до 60% ПВ), и эта часть служила контролем. Третью часть почвы ($\leq 0,5$ кг) стерилизовали автоклавированием (дважды, через 24 часа) и вносили стерильный раствор пестицида для получения требуемой концентрации в почве (стерильный контроль).

б) Обработка другими поллютантами. Одну из двух равных частей почвы (масса 0,5–1,0 кг) обрабатывали водным раствором поллютанта (химиката), другую – только водой, результирующая влажность опытной и контрольной почвы составляла 60% ПВ.

в) Высушивание–увлажнение. Почву (серая лесная, Московская обл. и краснозем, США) высушивали при комнатной температуре (22 °С) в течение двух недель до воздушно-сухого состояния, затем помещали в полиэтиленовые пакеты и хранили в течение двух лет при 22 °С до использования в экспериментах. Момент увлажнения почвы (60% ПВ, 22 °С) служил началом эксперимента.

г) Замораживание–оттаивание. Замороженную серую лесную почву (Московская обл., масса 1 кг) отбирали в январе при отрицательной температуре воздуха (–10 °С). Оттаивание почвы проводили в течение одних суток в холодильнике (+4 °С), после чего ее помещали в термостат (22 °С), что и служило началом эксперимента.

При моделировании природных воздействий на почву (высушивание–увлажнение, замораживание–оттаивание) контролем служила свежая почва соответствующей экосистемы, отобранная с тех же площадок, что и опытные образцы.

1.3. МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

а) Микробиологический анализ:

Численность микроорганизмов. В качестве основного приема предварительной обработки образцов почв для анализа численности бактерий использовали ультразвуковое диспергирование (22 кГц, 0,44 А, 2 мин) на низкочастотном диспергаторе УЗДН-1 (Звягинцев и др., 1980; Методы почвенной микробиологии и биохимии, 1991). Численность *сапротрофных* микроорганизмов в почве и природной воде определяли высевом на агаризованную питательную среду следующего состава в г/л: сухой мясной экстракт – 0,03; пептон – 0,03; триптон – 0,02; дрожжевой экстракт – 0,01; глюкоза – 0,01. Результаты анализа выражали численностью колониеобразующих единиц (КОЕ) на вес сухой почвы или объем природной воды. Численность *анаэробных* микроорганизмов оценивали на агаризованной среде, состав которой аналогичен для сапротрофных, а инкубация среды (чашки Петри) была в бескислородных условиях (анаэроостаты) при 28 °С. Группу *олиготрофных* микроорганизмов определяли на почвенном агаре, в котором соотношение почвы и воды было 1 : 9. Численность *микроорганизмов-деструкторов* 3,4-дихлоранилина оценивали на агаризованной среде, содержащей в г/л воды: K_2HPO_4 – 7,0; KH_2PO_4 – 3,0; $MgSO_4$ – 0,1; $(NH_4)_2SO_4$ – 0,5; KNO_3 – 0,5 и анилин – 0,5. В природной воде численность микроорганизмов-деструкторов фенола, п-крезола, α -нафтола и квинолина оценивали в серии разведений природной воды с поллютантом, инкубировали 28 суток при 30 °С. Потерю более 50% внесенного поллютанта считали положительной пробой, а численность микроорганизмов-деструкторов определяли в соответствии с таблицами вероятности (Методы общей бактериологии, 1983).

Грибной мицелий. Длину грибного мицелия в почве определяли методом мембранных фильтров (Hanssen et al., 1974) в модификации (Демкина, Мирчинк, 1983). Один грамм почвенного образца гомогенизировали в 10 мл дистиллированной воды (фарфоровая ступка с резиновым пестиком). Полученную суспензию помещали в колбу с дистиллированной водой (500 мл), которую встряхивали в течение 5 минут. Затем отбирали аликвоту этой суспензии (10 мл) и фильтровали через фильтр (35 мм в диаметре, размер пор 2,5 мкм). Фильтр помещали (рабочей стороной вверх) на увлажненную красителем дианилом голубым фильтровальную бумагу не менее чем на два часа. Окрашивающая смесь содержала одну часть дианила голубого (1% раствор) и семь частей фенола (5% раствор). Фильтр высушивали при комнатной температуре, вырезали из него три секции, в каждой из которых

под микроскопом просчитывали 25 полей зрения. Подсчет длины мицелия проводили с помощью окуляр-микрометра. Живой (метаболически активный) грибной мицелий визуально подразделяли на светлоокрашенный (без темноокрашенных пигментов) и темноокрашенный (с темноокрашенными пигментами) мицелий (Демкина, Мирчинк, 1985). Длину грибного мицелия рассчитывали по формуле:

$$a = v \cdot 10^{-4} \cdot R^2 \cdot 10^{-2} \cdot (n/r^2) \cdot 10^{-8} \cdot V \cdot C,$$

где a – длина мицелия в грамме сухой почвы ($\text{см} \cdot \text{г}^{-1}$), v – длина гиф мицелия в одном поле зрения (мкм), R – радиус мембранного фильтра (мм), n – разведение суспензии, r – радиус поля зрения (мкм), V – объем профильтрованной суспензии (мл), C – сухой вес почвы (г).

Биомасса грибного мицелия. Для пересчета длины грибного мицелия в биомассу использовали коэффициент пересчета ($1,41 \text{ мкг С} \cdot \text{м}^{-1}$ мицелия), полагая, что плотность мицелия равна $1,30 \text{ г} \cdot \text{см}^{-3}$, сухой вес $0,3 \text{ г} \cdot \text{г}^{-1}$ сырого и содержание углерода $450 \text{ мкг} \cdot \text{г}^{-1}$ сухого веса мицелия (Beare et al., 1990). Вклад грибного мицелия в субстрат-индуцированное дыхание почвы рассчитывали с использованием пересчетного коэффициента Beare et al. (1990):

1 мг углерода грибной биомассы мицелия продуцирует $58 \text{ мкг С-СО}_2 \text{ час}^{-1}$.

Субстрат-индуцированное дыхание (СИД). В образцах почв определяли субстрат-индуцированное дыхание (СИД) методом, предложенным в работах Дж. Андерсона и К. Домша (Anderson, Domsch, 1978; Domsch et al., 1979). Метод основан на измерении начальной скорости дыхания микроорганизмов после обогащения почвы дополнительным источником углерода и энергии (глюкоза).

Глюкозу использовали как самый распространенный в природных полимерах мономер, превышающий количество других сахаров на два порядка (Lynch, 1976; Щербакова, 1983). Основным источником глюкозы в почве является растительный опад, на 70–80% состоящий из целлюлозы. Этот полисахарид в почве утилизируется микроорганизмами в виде глюкозы, образующейся в результате внеклеточной ферментативной деполимеризации целлюлозным комплексом (Готтшалк, 1982). Поэтому потребление глюкозы рассматривается как модель минерализации органического опада почвенными микроорганизмами. К тому же потребление глюкозы микроорганизмами почвы *in situ* за время, в течение которого не происходит роста и размножения клеток (несколько часов), положе-

но в основу определения содержания микробного углерода (биомассы) в почве.

При температуре, равной $22 \pm 0,5$ °С, выделение 1 мл CO_2 в час соответствует 40 мг углерода микробной биомассы почв. Наша модификация метода (Ананьева и др., 1993; 1997) состояла в следующем: навеску почвы 2 г помещали во флакон (объемом 15–60 мл, в зависимости от активности образца), закрывали и оставляли не менее чем на 2 часа при температуре 22 °С. Затем флакон проветривали 30 минут, чтобы удалить воздух с высоким содержанием CO_2 , вызванным перемешиванием образца и взятием навески почвы. После проветривания в почву добавляли раствор глюкозы для достижения ее концентрации, равной 10–15 мг/г, результирующая влажность почвы составляла 60% ПВ. Флакон герметично закрывали и фиксировали время. Через 2–4 часа инкубации (22 °С) пробу воздуха из флакона анализировали с использованием газового хроматографа (Chrom и Carle серии). Время отбора газовой пробы также фиксировали. Скорость СИД выражали в $\text{мкг С-CO}_2 \text{ г}^{-1} \text{ почвы час}^{-1}$.

Скорость СИД в образцах дерново-подзолистой почвы и чернозема (Тверская и Воронежская обл. соответственно) различных сезонов года определяли при температуре, зафиксированной в почве на момент отбора.

Микробная биомасса ($C_{\text{мик}}$). Микробную биомассу почвы определяли путем пересчета скорости субстрат-индуцированного дыхания по формуле (Anderson, Domsch, 1978):

$$C_{\text{мик}} (\text{мкг} \cdot \text{г}^{-1} \text{ почвы}) = (\text{мкл } \text{CO}_2 \cdot \text{г}^{-1} \text{ почвы час}^{-1}) \cdot 40,04 + 0,37.$$

Базальное (фоновое) дыхание (БД). Базальное дыхание почвы определяли по скорости выделения CO_2 почвой за 8–10 часов ее инкубации при 22 °С и 60% ПВ. Определение скорости продуцирования CO_2 проводили, как описано для определения СИД, только вместо раствора глюкозы в почву вносили воду. Скорость базального дыхания выражали в $\text{мкг С-CO}_2 \cdot \text{г}^{-1} \text{ почвы час}^{-1}$.

Скорость БД в образцах дерново-подзолистой почвы и чернозема (Тверская и Воронежская обл. соответственно) различных сезонов года определяли при температуре, зафиксированной в почве на момент отбора.

Микробный метаболический коэффициент рассчитывали как отношение скорости базального дыхания к микробной биомассе: $\text{БД}/C_{\text{мик}} = q\text{CO}_2 (\text{мкг } \text{CO}_2\text{-С} \cdot \text{мг}^{-1} C_{\text{мик}} \cdot \text{час}^{-1})$. В некоторых экспериментах величину метаболического коэффициента определяли как отношение скоростей БД и СИД. В этом случае это отношение обозначали Q_R , и его величина была безразмерной (Wardle, Parkinson, 1990b).

Таблица 2. Пестициды, используемые в экспериментах

Пестицид	Химическое название	Группа соединений
Ридомил (металаксил)	N-(2,6-диметилфенил)-N-метокси-ацетилаланина метиловый эфир	Эфиры N-арил-N-ацил- α -аланина
Пропанид	3,4-дихлоранилид пропионовой кислоты	Анилиды карбоновых кислот
ГХЦГ	1,2,3,4,5,6-гексахлорциклогексан	Моноциклические галогенпроизводные
Линурон	N-(3,4-дихлорфенил)-N'-метил-N'-метоксимочевина	Производные мочевины
Пропахлор	N-изопропил-N-(фенил) хлорацетамид	Амиды карбоновых кислот
ДДТ	4,4'-дихлордифенилтрихлор-метилметан	Галогенпроизводные дифенилметана
Оксадиксил (сандофан)	2-метокси-N-(2-оксо-1,3-оксазолидин-3-ил)ацет-2',6' ксилидил	Производные фениламидов
Азовит	1-(2,4-дихлорфенокси)-1-(1,2,4-триазон-1-ил)-3,3-диметилбутан-2-ОН	Производные триазола
2,4-Д	2,4-дихлорфеноксиуксусная кислота	Арилуксусные кислоты
Глифосат	N-(фосфонометил) глицин	Производные фосфоновой кислоты
Прометрин	4,6-бис(изопропиламино)-2-метилтио-1,3,5-триазин	Производные триазина

б) Химический анализ:

Содержание пестицидов и поллютантов в почве и воде. В экспериментах использованы пестициды, принадлежащие к различным группам органических соединений (табл. 2). Пестициды экстрагировали из почвы различными органическими растворителями (ацетон, гексан, этилацетат, хлороформ, ацетонитрил), экстракты очищали и определяли содержание пестицидов с помощью газовой (3,4-ДХА, металаксил, пропанид, азовит), газо-жидкостной (ГХЦГ, линурон, ДДТ) и жидкостной хроматографий высокого давления, ЖХВД (металаксил, оксадиксил, пропахлор) (Кныр и др., 1976; Сухопарова, Соколов, 1983; Петрова, 1985; Клисенко, Макаручук, 1992; Плахотный, Долгова, 1993). Содержание фенола, п-крезола, α -нафтола и квинолина в природной воде определяли с помощью ЖХВД. Свойства использованных в экспериментах пестицидов приведены в табл. 3.

Скорость исчезновения пестицида в почве и воде. Константу скорости исчезновения пестицида рассчитывали по уравнению

Таблица 3. Некоторые свойства пестицидов, используемых в экспериментах

Название	Молекулярная формула	Молекулярный вес	P*, мг/л	T**, мг/кг	Механизм действия
Металаксил	$C_{15}H_{21}NO_4$	279	7100	699	Нарушение биосинтеза патогенных грибов
Пропанид	$C_{11}H_{14}ClNO$	212	954	505	Торможение синтеза белка и дыхания
ГХЦГ	$C_6H_6Cl_6$	291	10	112	Нарушение жизнедеятельности насекомых
Линурон	$C_9H_{10}Cl_2N_2O_2$	249	75	2285	Торможение фотосинтеза
Пропахлор	$C_9H_9Cl_2NO$	218	225	1430	Торможение фотосинтеза, общее ростовое действие
ДДТ	$C_{14}H_9Cl_5$	354	0,001	350	Нарушение мембран клеток насекомых
Оксидиксил	$C_{14}H_{18}N_2O_4$	278	3400	2670	Нарушение биосинтеза
Азовит	$C_{14}H_{15}Cl_2N_3O_2$	327	500	466	Торможение синтеза белка и нарушение мембран грибов
2,4-Д	$C_8H_6Cl_2O_3$	221	600	455	Общее ростовое и фитотоксическое действие
Глифосат	$C_3H_8NO_5P$	169	2000	4350	Общее ростовое и фитотоксическое действие
Прометрин	$C_{10}H_{19}N_5S$	241	48	3650	Торможение фотосинтеза

Примечание. P* – растворимость в воде (20 °C); T** – токсичность для теплокровных.

экспоненциальной зависимости:

$$\ln C/C_0 = -KT \text{ или } KT = \ln C_0 - \ln C,$$

где: C_0 – исходная концентрация пестицида (мг/л, мг/кг), C – концентрация пестицида в данный момент времени (мг/л; мг/кг), T – время между внесением пестицида в почву или воду (начальное определение) и моментом определения его остаточного количества (сут), K – константа скорости (сут⁻¹). Определение остаточного количества пестицида проводили от 3 до 15 раз (в зависимости от персистентности соединения) на протяжении “жизни” пестицида в почве и воде. Полученные значения константы за анализируемый период усредняли (Souglas, 1982; Lewis, Gattie, 1991; Dorfler et al., 1996). В ряде экспериментов использовали только те значения константы, для которых среднеквадратичное отклонение было наименьшим (Пачепский и др., 1982).

Периоды 50 и 99%-ного исчезновения пестицида рассчитывали по формулам: $T_{50} = 0,693/K$; $T_{99} = 4,605/K$ (Киреев, 1969; Спыну, Иванова, 1977). Лаг-период ($T_{\text{лаг}}$) определяли как время задержки исчезновения (разложения) пестицида.

Константу скорости реакции второго порядка (K_B) рассчитывали как отношение K к микробной биомассе (B) природной воды (Paris et al., 1981) или почвы.

Содержание органического ($C_{\text{орг}}$) и общего ($C_{\text{общ}}$) углерода, фосфора (P_2O_5), калия (K_2O), pH (водный и солевой), гигроскопической влажности и гранулометрический состав почв были определены общепринятыми методами (Аринушкина, 1970).

в) Статистическая обработка результатов:

Все измерения были выполнены в 9–15 (численность КОЕ) и 3–5 (микробиологические и химические) повторностях, и результаты выражены на единицу сухой почвы (105 °С). Было подсчитано среднеарифметическое значение из этих повторностей и определена величина стандартного отклонения среднего. Экспериментальные данные были обработаны с помощью программного пакета SAS (Statistical Analyses System, 1987), COSTAT (программное обеспечение COHORT, версия 4.21) (COHORT Software, 1986; 1990) и процедуры анализа вариаций (ANOVA). В рамках этих программ были проведены процедуры корреляционного, регрессионного и дисперсионного анализов.

Для поиска достоверных различий между исследованными вариантами почв был проведен однофакторный анализ ANOVA с использованием теста Дункан при $P = 95\%$, рассчитана наименьшая существенная разница (НСР). Данные были также подверг-

нуты двух- и трехфакторным анализом ANOVA, с помощью которых были выделены главные факторы или эффекты, а также их сочетания.

Для оценки временной и пространственной изменчивости величин рассчитывали коэффициенты их вариации, выраженные как процент стандартного отклонения от среднего. Стандартное отклонение для значений метаболического коэффициента (qCO_2 и Q_R) рассчитывали как ошибки функций случайных величин (Дмитриев, 1995).

Графические иллюстрации в работе выполнены с использованием программы SAS и Excel. Визуализация пространственных данных (включая и трехмерные макеты) была выполнена на базе пакета программ SAS (SAS Institute, 1987). Зависимость между объектом исследования и выбранными характеристиками окружающей среды описана с помощью дисперсионного анализа, который проводили в рамках теории общей линейной модели (Афифи, Эйзен, 1982).

Глава II

САМООЧИЩЕНИЕ ПОЧВЫ ОТ ПЕСТИЦИДОВ

“Наука ищет пути всегда одним способом. Она разлагает сложную задачу на более простые, затем, оставляя в стороне сложные задачи, разрешает более простые и тогда только возвращается к оставленной сложной”.

В.И. Вернадский (Избр. соч., 1960, т. V, с. 122)

II.1. ПОСТУПЛЕНИЕ ПЕСТИЦИДОВ В ПОЧВУ

За последние 50 лет население Земного шара почти удвоилось, оно составляет около 6 млрд человек. В то же время земельные и водные ресурсы, способные прокормить возрастающее население планеты, ограничены (Our Common Future, 1987). Площадь пахотных земель уже не увеличивается и составляет в мире около 14 млн км². Поэтому производители сельскохозяйственной продукции пытаются получить больший урожай с тех же площадей, и одним из путей ее увеличения давно уже стало применение пестицидов.

Почти 30 лет назад было подсчитано, что потери сельскохозяйственной продукции от вредителей, болезней и сорняков составляют до 1/3 потенциального урожая (Cramer, 1967). После сбора урожая еще 10–20% “уносят” насекомые, микроорганизмы, птицы и грызуны. В итоге около 50% потенциального мирового урожая теряется. Это весомый аргумент в пользу применения пестицидов в современном сельском хозяйстве (Pesticide effects on soil microflora, 1987; Голышин, 1992; Лунев, 1992; Буга, 1994). Кроме того, подсчитано, что каждый доллар, затраченный на производство пестицидов в США, производит дополнительной продукции в среднем на 4 доллара (Khan, 1980). Пестициды являются одним из важных элементов интенсивных технологий, без которых невозможно получение высоких и стабильных урожаев практически ни одной сельскохозяйственной культуры.

Химические вещества, используемые для уничтожения различных видов вредных организмов или для предупреждения их развития, называют пестицидами (Мельников, 1974; 1987; Справочник..., 1985). Пестициды, синтезируемые человеком и не встречающиеся в природе, иногда называют “чужеродными” соединениями, или ксенобиотиками (Головлева, Головлев, 1980). В зависимости от того, на какие вредные организмы действуют пестициды, их подразделяют на группы, основными из которых яв-

ляются гербициды (сорные растения), инсектициды (вредные насекомые), фунгициды (фитопатогенные грибы). К пестицидам также относят регуляторы роста растений – химические средства стимулирования и торможения роста растений или отдельных их частей (Мельников, 1987).

Мировое производство пестицидов составляет ежегодно около 2 млн тонн активного вещества, из них гербициды, инсектициды, фунгициды и другие группы составляют 47, 36, 12 и 5% соответственно (Aspelin, 1994; Гричанов, 1994). В сельскохозяйственном секторе США ежегодно применяют 367 600, Японии – 64 500, а в России – 43 300 тонн активного ингредиента пестицидов (Agricultural statistics, 1994). В мире на гектар пашни приходится в среднем по 0,3 кг, в Западной Европе и США – 2–3, в азиатских странах (за исключением Японии), Африке и Латинской Америке – 0,2, а в бывшем СССР – около 1 кг пестицидов (Никитин, Новиков, 1980). В мировом арсенале химических средств защиты растений насчитывается около 900 активных соединений, скомбинированных в 60 тыс. препаратов (Калоянова-Симеонова, 1980).

Пестициды относятся к различным классам органических соединений (Мельников, 1974). Их общим свойством является наличие необычных для биологических молекул элементов, групп, связей. Многие пестициды имеют сложные, громоздкие молекулы, некоторые обладают гидрофобными свойствами. Основную роль в деградации пестицидов, особенно на первом этапе, играют различные лиазы и оксиредуктазы, особенно гидролазы, оксигеназы и различные ферменты дегалогенирования (Рубан, 1978). Пестициды являются также физиологически активными веществами, которые человечество создает целенаправленно с целью губительного воздействия на живые организмы. Эти вещества вносят в окружающую среду сознательно, что влечет за собой проблему ее охраны путем уменьшения риска от их использования (Головлева, Головлев, 1980). Производители пестицидов тратят около 20% всех затрат на их синтез, а около 30% – на их биологическое тестирование и более 30% – на исследования по токсикологии и экобиологии (Buchel, 1983). Широкое использование пестицидов создает опасность загрязнения ими окружающей среды, особенно при нарушении требований химической защиты растений, использовании устаревших пестицидных соединений и технологий их применения. “Морально устаревшие” пестициды используются, в основном, в развивающихся странах с относительно низким уровнем экономики аграрного сектора, где новые пестицидные, а значит, и экологически оправданные дорогие препараты применять невыгодно. В ущерб экологии действуют

принципы экономики (Захаренко, 1992, Буга, 1994). К таким странам можно отнести, к сожалению, и Россию.

Основным потребителем пестицидов являются сельское и лесное хозяйства, поэтому основная их масса попадает в почву. Почва – своеобразное депо и основное место взаимодействия пестицидов с ее биотическими и абиотическими элементами. Еще в 1925 г. В.И. Вернадский писал, что человеческое общество все более выделяется по своему влиянию на окружающую среду (...). Это общество становится в биосфере (...) единственным в своем роде агентом, могущество которого растет с ходом времени со все увеличивающейся быстротой (1994, с. 296).

Систематическое, ежегодное применение пестицидов приводит к исключительному по своим масштабам прецеденту воздействия человека на природные процессы (Яблоков, 1988). В настоящее время существуют серьезные противоречия между насущной необходимостью применения пестицидов для экономики любой страны и охраной здоровья населения и сохранением устойчивого развития окружающей среды. Пока итог один: применение пестицидов позволило увеличить мировой урожай сельскохозяйственных культур почти в два раза (Прокофьев, 1983).

II.2. САМООЧИЩЕНИЕ ПОЧВЫ: ПОНЯТИЕ И ОЦЕНКА

Самоочищение природной среды (почва, вода) – это сочетание *природных процессов*, направленных на восстановление ее первоначальных свойств и состава (Мороков, 1987). Самоочищение происходит непрерывно и протекает в связи с круговоротом веществ в природе (Справочник по охране природы, 1980). Врачи-гигиенисты еще в XIX в. указывали, что для гигиены не так важно само открытие болезнетворных зародышей, как определение условий, благоприятных их появлению и распространению. Немецкий исследователь Флюгге (Flugge) подчеркивал особое значение изучения экологии патогенных бактерий (Цит. по: Мишустин и Перцовская, 1954, с. 21), тем самым оценивая возможную роль почвы в распространении или сдерживании ряда заболеваний в конкретных условиях. Исследования, в которых почву рассматривали как субстрат, не загрязняющий окружающую внешнюю среду, а, наоборот, способствующий ее очищению, заложили основы *санитарного почвоведения* в нашей стране, у истоков которого стоял Е.Н. Мишустин с коллегами (1954). Они указывали, что при выяснении вопросов, связанных с процессами самоочищения почвы, необходимо знание ее основных свойств. *Способность* почвы контролировать численность “чуждых” ей микроорганизмов, как правило патогенных, также при-

нято называть самоочищением (Терентьева, 1945; Перцовская, 1949; Мишустин, 1949; Кожинова, 1951; Мишустин и др., 1979). В работах Е.Н. Мишустина было показано, что ход процесса самоочищения природной среды от различных органических соединений может характеризовать “динамика количества сапрофитных бактерий в загрязненных почвах”. Изменения в составе “сапрофитного” бактериального населения почвы (доля споровых бактерий и видовой состав бактерий) могут быть с успехом использованы для суждения о быстроте самоочищения загрязненных почв (Мишустин, Перцовская, 1954).

Полагают, что процесс самоочищения почвы есть результат противодействия всему “чужому” со стороны сложившегося в почве комплекса микроорганизмов (Никитин, Никитина, 1978). Можно рассматривать самоочищение и как *способность* почвы освобождаться от любых токсических веществ (Микроорганизмы и охрана почв, 1980). Очевидно, что такая способность обусловлена природными процессами, направленными на уменьшение и/или исчезновение (детоксикацию) чужеродных веществ. Пути самоочищения почвы будут зависеть от типа чужеродных веществ. Так, органические загрязняющие вещества, например нефтепродукты, пестициды и другие, подвергаются в природной среде, в основном, микробной деградации и трансформации. Пути самоочищения почвы от неорганических веществ (тяжелые металлы, сера, фтор и другие) еще мало изучены.

Самоочищение почвы от пестицидов и других органических веществ, синтезированных человеком, происходит, в основном, за счет физико-химических (гидролиз, окисление, фотолиз, сорбция, улетучивание) и биологических (разложение микроорганизмами, трансформации и/или аккумуляция растениями) процессов (рис. 1). Многие из перечисленных процессов самоочищения почв от пестицидов изучают в рамках химии и физики почв, физиологии растений и микробиологии (Spencer et al., 1973; Головлева, Скрябин, 1976; Ковда и др., 1977; Brown, 1978; Цыганков и др., 1979; Грин, 1984; Новожилов и др., 1984; Головлева, 1992; Карасевич, 1992). Основным контролем самоочищения почв от пестицидов является химический анализ их остатков (Майер-Боде, 1972). Достаточно упомянуть, что возможности экотоксикологических служб в развитых странах исчерпываются, в основном, определением около 1000 соединений, поступающих в окружающую среду (Shukla, 1990). Судьба остальных соединений (в мире синтезировано $6 \cdot 10^6$ соединений), в том числе и пестицидов, остается во многом неизвестной. Однако, учитывая большое разнообразие как пестицидных соединений, поступающих в почву, так и почвенных условий их при-

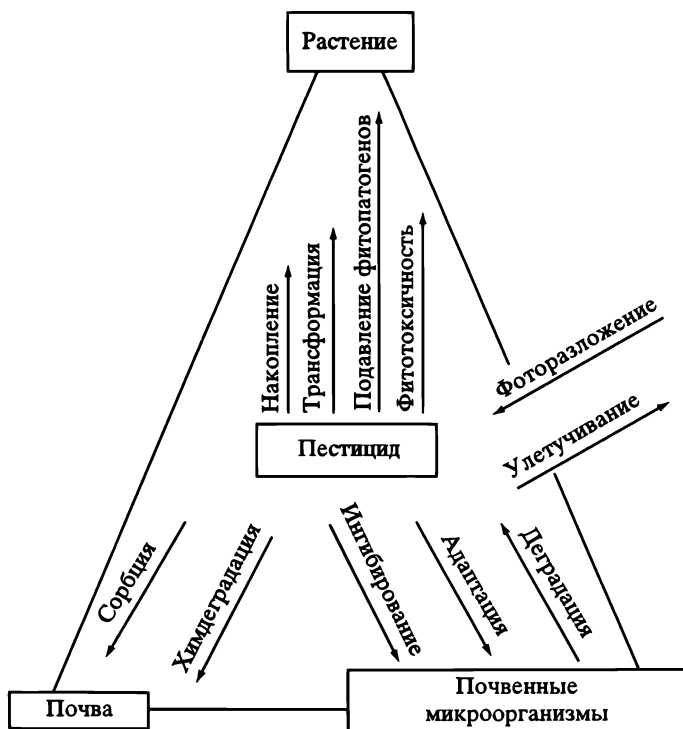


Рис. 1. Процессы превращения и взаимодействия пестицидов в почве

менения, а также ограниченную возможность их химического определения в объектах окружающей среды, очевиден недостаток быстрой и эффективной информации о самоочищении различных почв от пестицидов (Plimmer, 1992). Кроме того, познание процесса самоочищения почв крайне необходимо для разработки подходов к его прогнозированию. Именно эту цель мы преследовали на долгом и кропотливом пути изучения самоочищения различных почв от пестицидов, в том числе и широко используемых в сельском хозяйстве нашей страны.

II.2.1. Показатели самоочищения почвы от пестицидов

Минерализация органических ксенобиотиков, в результате которой происходит образование CO_2 , воды и других неорганических молекул, является единственным путем освобождения окружающей среды от этих загрязнителей (Разложение гербицидов, 1971; Alexander, Scow, 1987). На практике об исчезновении ксенобиотика, а значит, самоочищении среды судят по ис-

чезновению исходного соединения или результату химического анализа их остатков. Определяют скорость исчезновения (деградации, трансформации, детоксикации) пестицида в почве, а также рассчитывают константу скорости (K) этого процесса. Показателями самоочищения почвы и других природных сред могут служить периоды практически полного исчезновения или 99%-ного (T_{99}) и 50%-ного (T_{50}) исчезновения химиката (Киреев, 1969; Спыну, Иванова, 1977). Кроме того, отмечено, что органические химикаты могут подвергаться деградации лишь спустя определенный промежуток времени, который называют лаг-периодом ($T_{\text{лаг}}$). Этими показателями (T_{99} , T_{50} , K и $T_{\text{лаг}}$) мы оперировали при изучении процесса самоочищения почв от пестицидов.

Однако не ослабевает интерес исследователей к поиску и обоснованию показателей среды, по которым можно было бы быстро, эффективно и надежно судить об ее самоочищении от загрязняющих веществ (Соколов, 1975; Столбунов, 1983, Трунова, 1979; Каплин, Лиховидова, 1984). Эти исследования, как правило, имеют прогностическую направленность, позволяющую делать суждения о самоочищении объектов окружающей среды от пестицидов. Так, для водных сред предложено определять величины химического или биологического потребления кислорода (ХПК, БПК), по которым можно судить о способности водоемов к самоочищению от пестицидов (Эрнестова, Семенова, 1994). В качестве интегрального показателя самоочищения почвы от пестицидов предложено использовать величину опадоподстилочного коэффициента (Соколов, Глазовская, 1979). Интегральный показатель, отражающий “резистентность экосистем” различных географических зон по отношению к пестицидам, рассчитан в работе Малкиной-Пых (1995). “Кинетику” самоочищения водных экосистем предлагают описывать “константой” самоочищения (Гладышев и др., 1990). Для оценки самоочищающей способности почв оперируют и корреляционными связями между скоростью убыли пестицидов в почве и ее физико-химическими свойствами (Галиулин, Галиулина, 1994).

Следовательно, в научной литературе используют как “прямые” показатели самоочищения природных сред от пестицидов (химическое определение их остатков), так и “косвенные”, связанные с биологической активностью или физико-химическими свойствами этих сред (почва, вода).

Практически все пестициды с большей или меньшей скоростью разрушаются микроорганизмами, превращаясь в простейшие соединения (Hill, Wright, 1978; Torstensson, 1980; Голо-

влева, Финкельштейн, 1984; Alexander, 1994). По оценкам исследователей от 10 до 90% вносимого в почву пестицида исчезает за счет микробиологической деятельности (Головлева и др., 1982; Alexander, 1994). Именно это обстоятельство позволяет нам говорить о самоочищении почв от пестицидов, подчеркивая тем самым важность микробиологической деградации в очищении природной среды. Кроме того, при изучении процесса самоочищения почвы от пестицидов особое внимание нами уделено возможности использования микробиологических показателей для прогнозных расчетов этого процесса в различных почвах.

II.2.2. Самоочищение почв от фунгицида металаксил

Металаксил (ридомил) – системный фунгицид, эффективный для борьбы с болезнями картофеля, томатов, виноградной лозы и других растений (Staub et al., 1978; Cohen et al., 1979; Гольшин, 1984, 1990; Мельников, 1987; Reddy et al., 1990). Металаксил хорошо растворим в воде (71000 ppm при 20 °С) и нелетуч ($2,5 \cdot 10^{-8}$ мм рт.ст. при 20 °С). Немногочисленные экспериментальные работы свидетельствовали как о его персистентности в почве (Sharom, Edgington, 1982; Musumesi et al., 1982; Bailey, Coffey, 1984, 1985, 1986; Carsel et al., 1986; Филькельштейн, Головлева, 1987; Дворникова и др., 1988; Drobny, Coffey, 1991), так и о значительной роли почвенных микроорганизмов в его деградации (Sharom, Edgington, 1982; Bailey, Coffey, 1984). Принимая во внимание широкое использование этого фунгицида в сельском хозяйстве России и стран Европы, мы изучили процессы, приводящие к самоочищению различных типов почв от металаксил.

Дерново-подзолистая почва. Динамика исчезновения металаксил в дерново-подзолистой почве представлена на рис. 2. В лабораторных условиях, постоянные температура и влажность (22 °С, 60% ПВ), исчезновение металаксил происходило за 112 и 126 суток для концентрации, равной 1 и 10 мг/кг почвы соответственно. Исчезновение металаксил в стерильной почве (автоклавирование) не отмечено (рис. 2 а). Этот факт свидетельствовал о доминирующей роли микробиологического фактора в процессе самоочищения почвы от металаксил. Константы скорости исчезновения металаксил в дерново-подзолистой почве представлены в табл. 4. За весь период наблюдения значения константы в среднем составили 0,0097 и 0,0115 сут⁻¹ для концентрации 1 и 10 мг/кг соответственно. Различия между этими средними

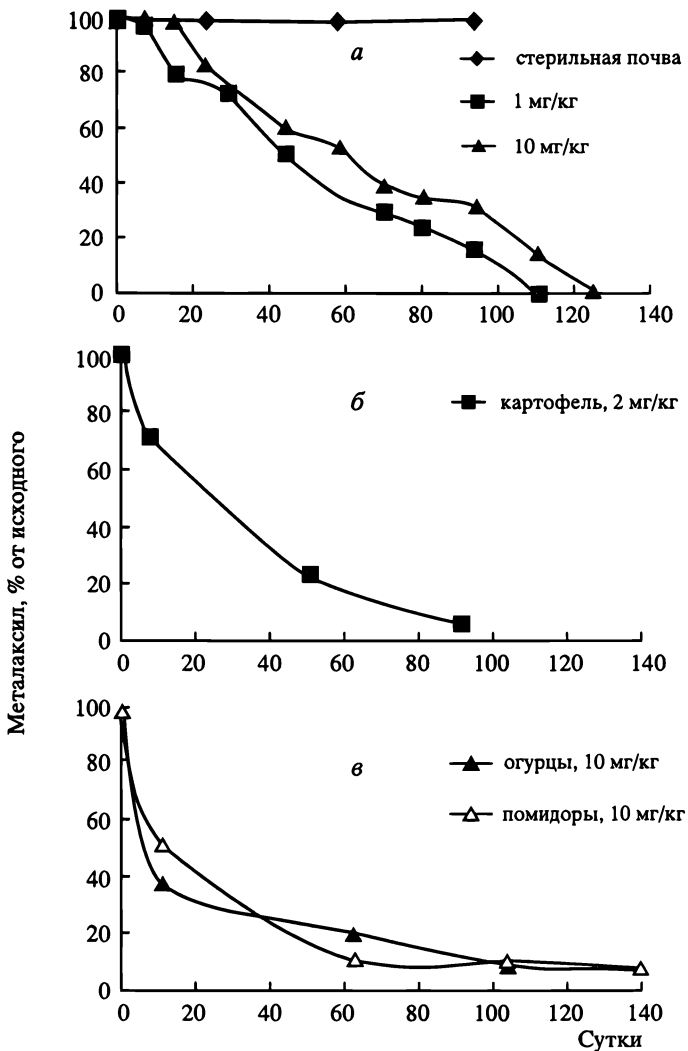


Рис. 2. Исчезновение металаксил в дерново-подзолистой почве в условиях лабораторного (а), полевого (б) и тепличного (в) экспериментов

величинами были недостоверны, поэтому можно считать, что скорость исчезновения металаксил в дерново-подзолистой почве не зависела от выбранных концентраций пестицида.

Исчезновение металаксил в стерильной дерново-подзолистой почве было незначительным, константа скорости этого процесса была очень низкой и составила всего $0,0002 \text{ сут}^{-1}$. Если при-

Таблица 4. Константы скорости исчезновения (К) металаксила в дерново-подзолистой почве (22 °С, 60% ПВ)

Инкубация, сут	К, сут ⁻¹ (среднее ± стандартное отклонение, n = 3)	
	Металаксил, мг/кг почвы	
	1	10
8	0,0061±0,0042	0,0077±0,0023
16	0,0142±0,0009	0,0016±0,0005
24	0,0147±0,0015	0,0072±0,0034
30	0,0163±0,0048	0,0048±0,0001
45	0,0053±0,0049	0,0113±0,0057
59	0,0043±0,0018	0,0086±0,0001
71	0,0059±0,0002	0,0134±0,0004
81	0,0030±0,0017	0,0122±0,0004
95	0,0179±0,0001	0,0123±0,0002
112	–	0,0189±0,0035
119	–	0,0290±0,0020
Среднее	0,0097±0,0059 (n = 9)	0,0115±0,0074 (n = 11)

Примечание. Прочерк означает отсутствие измерений.

нять во внимание, что среднее значение константы исчезновения металаксила (для двух концентраций 1 и 10 мг/кг) в нативной почве было 0,0106 сут⁻¹, то вклад микробиологического фактора можно оценить равным 98,1%, а 1,9% от внесенного количества фунгицида может приходиться на процессы его физико-химического исчезновения.

Скорость исчезновения металаксила в природных почвенных условиях (полевой и тепличный эксперименты) была существенно выше, чем в лабораториях (рис. 2 б, в; табл. 5). Значение константы скорости исчезновения металаксила в почве при естественных условиях было в 3–4 раза выше, чем в контролируемых, лабораторных. Причем константа скорости исчезновения металаксила в полевом и тепличном экспериментах не различалась существенно.

За счет каких процессов происходило ускорение исчезновения металаксила в почве при естественных условиях? Одним из существенных факторов самоочищения почвы может быть действие солнечного света, инсоляции или фотоллиза (Мельникова и др., 1980; Hwang et al., 1985; Тюрюканова, Орешкин, 1989), а также сорбционное связывание пестицида органо-минеральным

Таблица 5. Константа скорости исчезновения (К) металаксилла в дерново-подзолистой почве в условиях лабораторного, тепличного и полевого опытов

Опыт (металаксил, мг/кг)	Растения	К, сут ⁻¹ (среднее ± со*)	Измерение	
			Число	Период, сут
Лабораторный (10)	Отсутствуют	0,0115±0,0074	11	126
Тепличный (10)	Помидоры	0,0360±0,0188	4	139
	Огурцы	0,0404±0,0323	4	139
Полевой (2)	Картофель	0,0340±0,0097	3	91

Примечание. * со – стандартное отклонение.

Таблица 6. Исчезновение металаксилла (почвенная суспензия на твердой подложке) под действием солнечного света (июнь 1986, 56° с.ш.)

Металаксил, мг/л	Исчезновение, % от исходного	
	Время экспонирования, сут	
	15	35
1	74	84
10	35	52

комплексом почвы (La Flaur, 1979; Sharom, Edgington, 1982; Hassett, Banwart, 1989; Chiou, 1989; Pignatello, 1990; Barriuso, Calvet, 1992).

Для оценки фоторазложения и сорбции металаксилла в почве была проведена серия модельных экспериментов (Сухопарова и др., 1990; 1991). Оказалось, что исчезновение металаксилла в микрослое почвенной суспензии на твердой подложке составляло от 1/3 до 2/3 от внесенного количества за две недели экспонирования (табл. 6). Иными словами, металаксил в почве при естественных условиях может исчезать быстрее по сравнению с лабораторными условиями за счет воздействия инсоляции.

Металаксил обладает способностью хорошо растворяться в воде. Поэтому можно полагать его слабую сорбционную активность в почве. Нами экспериментально показано, что

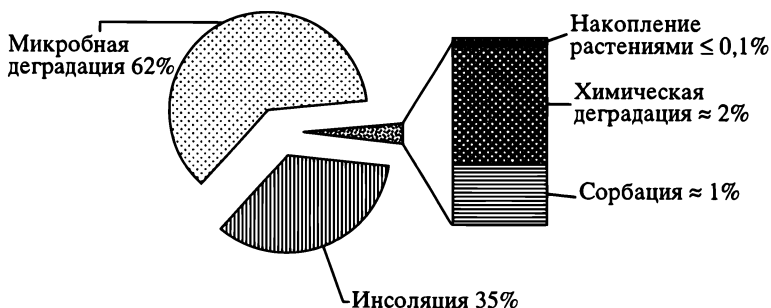


Рис. 3. Пути самоочищения дерново-подзолистой почвы от фунгицида металаксила

“прочносвязанная” часть металаксила (извлечение смесью ацетон, гексан, вода) в дерново-подзолистой почве составляет не более 1% от его внесенного количества (Сухопарова и др., 1990).

Растения обладают способностью аккумулировать пестициды (Bollag, Liu, 1990). В процессе аккумуляции может происходить и трансформация исходного соединения. Тем самым аккумуляция и трансформация пестицидов растениями могут приводить к уменьшению их содержания в почве (Черепенко, Малюта, 1990). Это позволяет использовать некоторые растения для очистки или фитоочистки почв (Ryan et al., 1988). Есть сведения, что фунгицид металаксил легко проникает в растения (подсолнечник и салат) и может накапливаться в них (Businelli et al., 1984). В наших опытах было отмечено, что металаксил не способен накапливаться в картофеле и томатах, а его невысокое содержание было обнаружено только в огурцах (7,7 мкг/кг сырой массы), что составляло менее 0,1% от внесенного количества (Сухопарова и др., 1990).

Таким образом, самоочищение дерново-подзолистой почвы от фунгицида металаксила происходило, в основном, за счет деятельности микроорганизмов и инсоляции. За счет химической деградации, сорбции и накопления растениями (огурцы) может исчезать около 2, 1 и 0,1% от внесенного количества соответственно (рис. 3). В нижних слоях почвы, недоступных воздействию инсоляции, исчезновение металаксила будет происходить в основном только за счет его микробной деградации и трансформации.

Краснозем. В красноземе разных экосистем (хвойный лес, пастбище и пашня) при постоянной температуре и влажности константа скорости исчезновения металаксила значительно различалась (табл. 7). В пахотной почве среднее значение кон-

Таблица 7. Константа скорости исчезновения (K) металаксила (10 мг/кг почвы) в красноземе разных экосистем (шт. Джорджия, США, 22 °С, 60% ПВ)

Инкубация, сут	K, сут ⁻¹ (среднее ± стандартное отклонение, n = 3)		
	Лес (сосна)	Пашня	Пастбище
5	0,0068±0,0102	0,0566±0,0230	0,0949±0,0062
8	0,0046±0,0055	0,0447±0,0130	0,0933±0,0034
13	0,0282±0,0026	0,0486±0,0080	0,0637±0,0061
20	0,0246±0,0023	0,0333±0,0075	0,0614±0,0103
29	–	0,0333±0,0009	0,0540±0,0058
34	0,0184±0,0006	0,0287±0,0030	0,0526±0,0011
42	0,0215±0,0003	0,0285±0,0009	–
55	0,0259±0,0005	0,0276±0,0020	–
Среднее	0,0193±0,0074 (n = 7)	0,0371±0,0095 (n = 8)	0,0700±0,0161 (n = 6)

Примечание. Прочерк означает отсутствие измерений.

станты было примерно в 2 раза больше, чем в сосновом лесу, и меньше (в 2 раза) – на пастбище. Следовательно, скорость исчезновения металаксилла в почве существенно зависит от типа экосистемы.

Бурозем. Динамика исчезновения металаксилла в буроземе (южная Словакия) в условиях полевого и лабораторного опытов представлена на рис. 4. В стерильном буроземе исчезновение металаксилла практически не отмечено. В условиях полевого эксперимента 50%-ное исчезновение металаксилла происходило примерно за 20, а в условиях лабораторного – за 30 суток (определение по графику). Однако средние значения констант скоростей исчезновения фунгицида как в условиях лабораторного (0,0253 сут⁻¹), так и полевого (0,0280 сут⁻¹) экспериментов достоверно (P = 95%) не различались. В целом константа скорости исчезновения металаксилла в буроземе почти в два раза больше, чем в дерново-подзолистой почве (инкубация при постоянной температуре и влажности). Следовательно, можно полагать, что исчезновение фунгицида в буроземе за счет деятельности почвенных микроорганизмов значительно больше, чем в дерново-подзолистой почве. На буроземе (территория опытной станции Института виноградарства и виноделия Словакии) обработка виноградника металаксиллом и его смесями проводилась ежегодно на протяжении 8 лет до отбора образцов почвы. Можно полагать, что много-

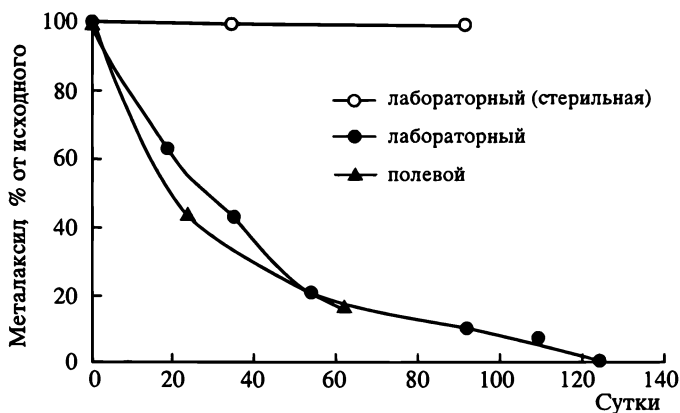


Рис. 4. Деградация металаксилла в буроземе в условиях лабораторного (10 мг/кг) и полевого (2,5 мг/кг) экспериментов

кратное применение пестицида способствовало появлению адаптационных механизмов разложения металаксилла почвенными микроорганизмами бурозема, что и обусловило высокое значение константы скорости, а также их близкие значения в природных и лабораторных условиях.

Обработка виноградника фунгицидом металаксиллом на буроземе приводила к его накоплению в продуктах урожая — ягодах и вине. Так, в ягодах содержание металаксилла составляло от 100 до 195 мкг на кг сырого веса, что соответствовало 10% от применяемой дозы металаксилла (Ананьева и др., 1991). Содержание металаксилла в вине составляло от 40 до 87 мкг в литре, хотя после обработки виноградника фунгицидом прошло время, на 70 суток превышающее “время ожидания” использования продукции (Рагала, Какаликоса, 1988).

Скорость исчезновения металаксилла в разных типах пахотных почв, географически удаленных друг от друга, различалась существенно и была выше в почве с высоким содержанием микробной биомассы (табл. 8). При этом содержание органического вещества в исследуемых почвах не оказывало влияния на скорость исчезновения пестицида.

Таким образом, самоочищение почв от фунгицида металаксилла является сложным природным процессом и происходит за счет, в основном, деятельности почвенных микроорганизмов, а также инсоляции, поглощения растениями, химической деградации и сорбции. О самоочищении почвы можно судить по величине константы скорости ее исчезновения. Высокие значения константы скорости исчезновения металаксилла были отме-

Таблица 8. Константа скорости (К), период 50%-ного исчезновения (T_{50}) металаксила (10 мг/кг), микробная биомасса (МБ) различных почв (22 °С, 60% ПВ)

Почва (локализация)	$C_{орг}$, %	К, сут ⁻¹ (среднее ± станд. отклонение)	T_{50} , сут	МБ, мкг С · г ⁻¹	
				Исходная	Средняя
Дерново-под- золистая (Московская обл.)	1,5	0,0115±0,0074(11)*	60	338	268(6)
Бурозем (Юж- ная Словакия)	1,2	0,0253±0,0021(8)	27	500	350(4)
Краснозем (Джорджия, США)	1,3	0,0371±0,0095(8)	19	898	777(6)

Примечание. * В скобках – число измерений.

чены в красноземе субтропиков США, а низкие – в дерново-подзолистой почве России. В красноземе отмечено и высокое содержание микробной биомассы, определяемой методом субстрат-индуцированного дыхания, а в дерново-подзолистой почве – низкое.

II.2.3. Самоочищение почв от 3,4-дихлоранилина

Широкое применение ариламидных (пропанид), карбаматных (молинат) и фенилмочевинных (линурон) гербицидов приводит к загрязнению почвы их основным метаболитом, 3,4-дихлоранилином (3,4-ДХА). Результатом первой, как правило, гидролитической реакции этих гербицидов является образование хлорированных ариламинов (Hezzel, Schmidt, 1977; Головлева, Головлев, 1980; Васильева, 1984). Кроме того, значительная часть 3,4-ДХА может образовывать комплексы с органическим веществом почвы (Burge, 1972; You, Bartha, 1982a; Bollag, Loll, 1983; Saxena, Bartha, 1983a,b; Bollag et al., 1978; 1992). Поэтому изучение самоочищения почвы от 3,4-ДХА представляло практический и теоретический интерес.

Динамика исчезновения 3,4-ДХА в нативных и стерильных почвах разных типов представлена на рис. 5 и 6. Исчезновение 3,4-ДХА в стерильной почве указывало на существенную роль абиотического фактора в самоочищении. Наибольшая роль это-

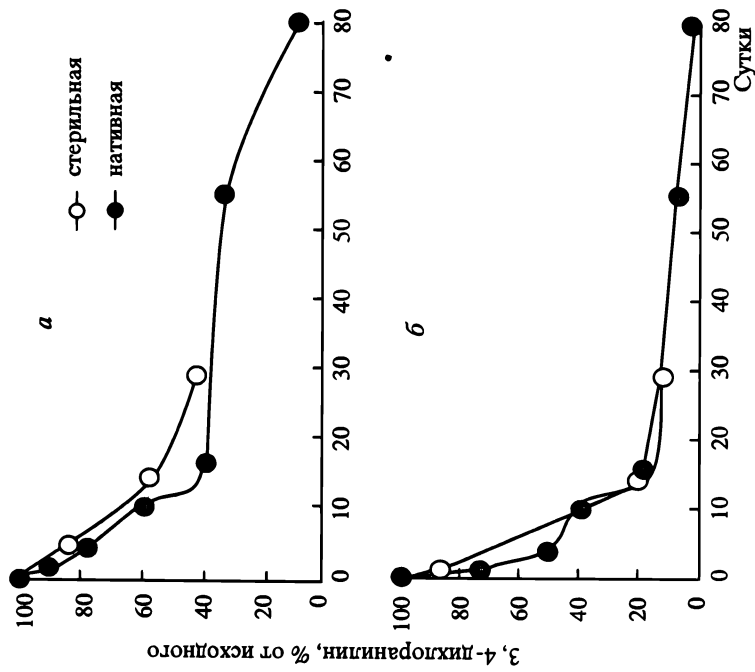


Рис. 5. Динамика исчезновения 3,4-дихлоранилина (50 мг/кг) в серой лесной пахотной почве (а) и красноземе под лесом (б)

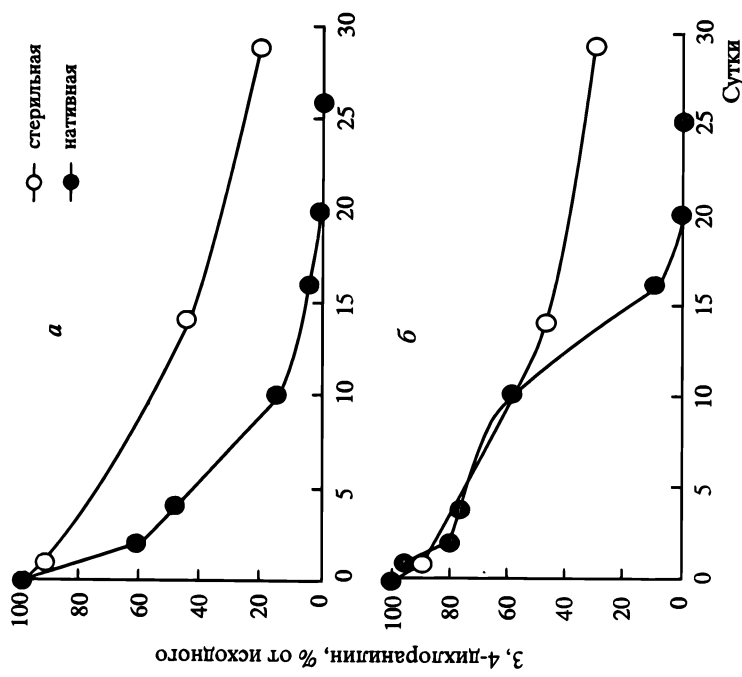


Рис. 6. Динамика исчезновения 3,4-дихлоранилина (50 мг/кг) в лугово-черноземовидной почве под лесом (а) и на пашне (б)

Таблица 9. Константа скорости (K), период 50% (T₅₀) исчезновения 3,4-дихлоранилина (50 мг/кг) и численность сапротрофных микроорганизмов (КОЕ) в разных типах почв

Почва	Эко-система	C _{орг} , %	pH _{H₂O}	K, сут ⁻¹ (среднее)		T ₅₀ , сут*	КОЕ, млн/г (среднее ± со**, n = 5)
				Нативная (n = 7)	Стерильная (n = 3)		
Серая лесная	Агро	1,1	6,0	0,056	0,022	12	25±4
Краснозем	Лес	5,6	5,0	0,140	0,096	5	85±5
Лугово-черноземовидная	Агро	1,7	7,1	0,084	0,044	8	47±10
	Лес	2,8	7,6	0,200	0,060	3	124±26

Примечание. *Для нативной почвы; **со – стандартное отклонение.

го фактора выявлена в красноземе (рис. 5 б), а наименьшая – в лугово-черноземовидной и серой лесной пахотных почвах (рис. 5 а; 6 б). Исчезновение 3,4-ДХА в стерильной почве может происходить за счет химической деградации и сорбции (Соколов и др., 1977; Saxena, Bartha, 1983а; Васильева и др., 1983а,б; Ананьева, Васильева, 1985). Количественную оценку вклада биологического и абиотического фактора в самоочищении почв от 3,4-ДХА можно сделать на основе определения и последующего сравнения константы скорости его исчезновения в нативной и стерильной почве (табл. 9). Так, в лугово-черноземовидной (под лесом) и серой лесной почвах оно составило 30 и 39%, а в пахотной лугово-черноземовидной и красноземе – 52 и 69% соответственно. Причем вклад химической деградации и сорбции в самоочищение пахотной лугово-черноземовидной почвы под плантациями риса (периодическое затопление) было выше (52%) по сравнению с лесом (30%). Это можно объяснить как различным содержанием органического вещества в этих почвах (табл. 9), так и более высоким содержанием глинистых частиц в пахотной почве (Ананьева, Васильева, 1985). Кроме того, высокое содержание гумуса было отмечено в лесных лугово-черноземовидной почве и красноземе, которым соответствовали как высокие константы скорости и численности сапротрофных микроорганизмов, так и короткие периоды 50%-ного исчезновения 3,4-ДХА (табл. 9).

Вклад химической деградации и сорбции в исчезновение 3,4-ДХА в почвах может составлять от 1/3 до 2/3 от внесенного количества (рис. 7). Однако в целом высокая скорость исчезнове-



Рис. 7. Пути самоочищения почв от 3,4-дихлоранилина:

1 – микробная деградация;
2 – химическая деградация и сорбция

ния 3,4-ДХА отмечена в почвах с высоким содержанием органического вещества и высокой численностью сапротрофных микроорганизмов.

Для определения влияния концентрации загрязнителя 3,4-ДХА на скорость его исчезновения были проведены эксперименты с почвенной суспензией, где содержание органического компонента снижено по сравнению с почвой. Так, в суспензии лугово-черноземовидной почвы абиотическое исчезновение 3,4-ДХА составляло от 2 до 13% от внесенного количества (рис. 8,

табл. 10). Оказалось, что скорость самоочищения почвенной суспензии от 3,4-ДХА существенно зависела от его концентрации. Исчезновение 3,4-ДХА при концентрации 5 мг/л суспензии происходило с большей скоростью, чем при его высокой концентрации (50 мг/л). При этом продолжительность лаг-периода в исчезновении 3,4-ДХА возрастала также с увеличением его концентрации в суспензии. Поэтому есть основание полагать, что самоочищение природной среды от загрязнителей будет происходить быстрее при их низкой концентрации, чем при высокой.

Нашими экспериментами показано, что сорбция загрязнителя органико-минеральным комплексом может составлять в некоторых почвах весомый вклад в самоочищение, оценка которого основана на результатах химического анализа, как правило, “доступной” или легкоизвлекаемой растворителями части загрязнителя. В этом случае самоочищение почвы будет “кажущимся”, или неполным. Кроме того, “прочносвязанная” часть загрязнителя может в дальнейшем, особенно при изменении физико-химических условий, высвободиться в почве и тем самым загрязнить ее (Chisaka, Kearney, 1970; Hsu, Bartha, 1973, 1974, 1976; Соколов и др., 1977; Saxena, Bartha, 1983b; Сухопарова, Соколов, 1983). Поэтому суждение о полном самоочищении почвы от пестицидов

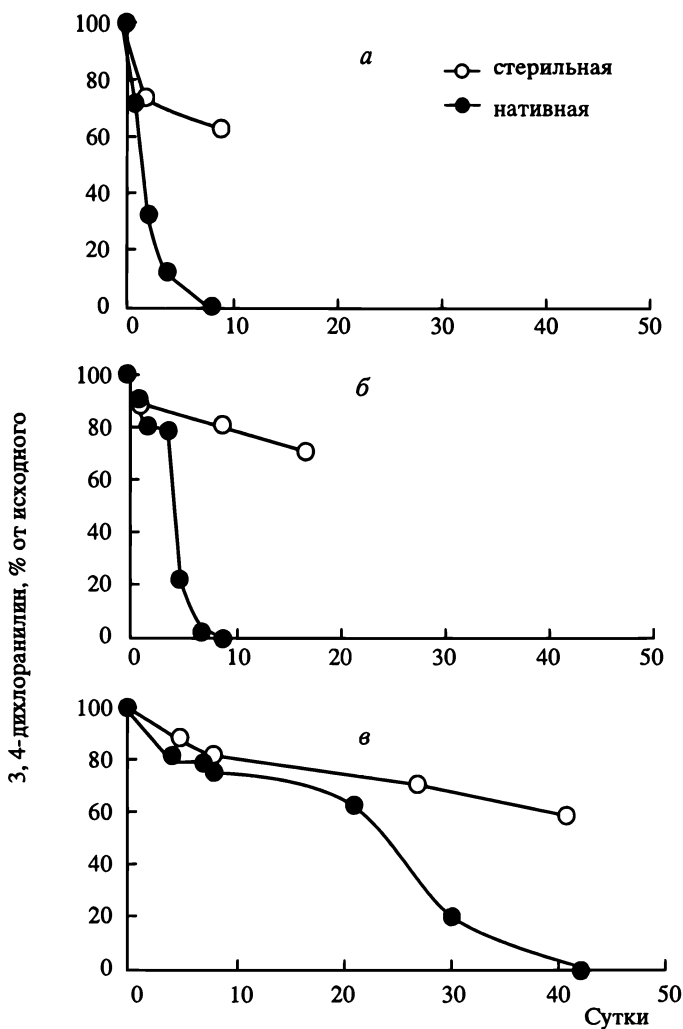


Рис. 8. Динамика исчезновения 3,4-дихлоранилина (а – 0,5; б – 5 и в – 50 мг/кг) в суспензии лугово-черноземовидной почвы (28 °С)

можно сделать на основании результатов химического анализа как “слабосвязанной”, так и “прочносвязанной” части их остатков, что значительно усложняет процедуру такой оценки. Однако, на наш взгляд, самоочищение почвы от “вторичного” загрязнения десорбированным, или высвобождающимся, поллютантом будет происходить в основном за счет микробной деградации (Суровцева и др., 1981; You, Vartha, 1982a, b). Кроме того, нашими исследованиями показано, что связанный глинистыми минералами

Таблица 10. Константа скорости исчезновения (К) 3,4-дихлоранилина (ДХА) в стерильной и нативной суспензии лугово-черноземовидной почвы при 28 °С

3,4-ДХА, мг/л	К, сут ⁻¹ (среднее)		Лаг-период, сут
	Нативная	Стерильная	
0,5	0,540	0,070	1
5,0	0,920	0,020	4
50,0	0,120	0,010	9

пестицид может быть доступен микроорганизмам (Ананьева и др., 1980). Поэтому выявленное соответствие между скоростью исчезновения различных по свойствам и структуре фунгицида металаксил и метаболита 3,4-ДХА и почвенными микробиологическими показателями (численность и биомасса микроорганизмов) делает перспективным их использование для оценки самоочищающей способности различных почв от пестицидов.

Самоочищение почвы зависит от класса и структуры пестицидного соединения. Так, существенное связывание 3,4-ДХА некоторыми почвами будет способствовать его “недоступности” для микробной атаки или фактическому загрязнению почвы и в конечном счете замедлению ее самоочищения. Другое исследуемое соединение – металаксил – сорбируется почвой незначительно, он хорошо растворим в воде и может аккумулироваться растениями. Однако эти свойства поведения системного фунгицида металаксил в почвах, особенно с низким содержанием микробной биомассы или низкой скоростью его деградации, могут привести к его миграции, а значит, и загрязнению нижних слоев почвы и грунтовых вод (Williams et al., 1988).

Таким образом, изучены процессы, приводящие к самоочищению почв от пестицидов. Показано, что скорость исчезновения пестицидов в почвах, а значит, и их самоочищение зависят от класса соединения, его химической структуры, типа почвы, ее окультуренности, а также от численности и биомассы почвенных микроорганизмов.

Глава III

БИОГЕННОСТЬ КАК ФАКТОР ОЧИЩЕНИЯ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

“Оказалось возможным углубить изучение проблемы только сочетанием наблюдения окружающей среды с лабораторным опытом”.

В.И. Вернадский (1994, с. 564)

Около полувека назад в работах Е.Н. Мишустина с соавторами (1954) было показано, что ход процесса самоочищения почв от органических соединений может отражать динамика численности “сапрофитных” бактерий. После загрязнения почвы численность микронаселения резко возрастает с последующим его уменьшением, что может свидетельствовать об окончании переработки микробами внесенных органических веществ.

Понимание процессов самоочищения природных сред от современных поллютантов тесно связано с изучением их деградации и детоксикации – прежде всего при участии микроорганизмов. Давно отмечено, что микробная трансформация и деградация играют заметную роль в самоочищении природной среды от поллютантов (Скрябин, Головлева, 1975; Alexander, 1980; Nesbitt, Watson, 1980; Головлева и др., 1982; Каплин, Лиховидова, 1984; Bollag, Liu, 1990; Moorman, 1994). На протяжении нескольких десятилетий большое внимание было уделено изучению механизмов микробной трансформации поллютантов (Головлева, 1979; Головлева, Головлев, 1980; Bull, 1980), поиску микроорганизмов-деструкторов (Головлева, 1979) и приемам ускорения деградации ксенобиотиков в природе (Swindoll et al., 1988; Morgan, Watkinson, 1989; Головлева и др., 1993; Васильева и др., 1994, 1996; Felsot, Dzantor, 1995; Andreoni, Baggi, 1996).

Эти исследования дают ключ для понимания самоочищения природных сред от поллютантов и тем самым являются основой для прогнозирования этого процесса. Обоснование применения легко и быстро измеряемых параметров природной среды для экстраполяции скорости сложного природного процесса, каким является самоочищение от пестицидов, еще во многом проблематично. Однако, исходя из приоритетности микробной деградации в природе почти всех органических поллютантов, поиск, обоснование выбора и применение микробиологического контроля, с помощью которого можно оце-

нить (дать прогноз) самоочищение, представляются перспективным. При этом важными являются сведения о роли всего микробного сообщества, а также определенной его доли, ответственной за этот процесс в природной среде. Значительные трудности заключаются в определении и учете этой части микроорганизмов (Loos et al., 1979; Fournier, 1980; Cullimore, 1981; Souglas et al., 1984; Schmidt, Gier, 1989).

III. 1. САМООЧИЩЕНИЕ ПРИРОДНОЙ ВОДЫ И ЕЕ БИОГЕННОСТЬ

Почва является гетерогенной природной средой, самоочищение которой является сложным природным процессом, существенно зависящим от ее физико-химических свойств. Поэтому для первоначального поиска взаимосвязи между деградацией органических поллютантов и микробиологическими показателями среды мы использовали природную пресную воду (гомогенная и сопредельная почве среда). Внесение в воду простых (фенол и п-крезол) и сложных (α -нафтол и квинолин) ароматических соединений приводило к значительному возрастанию (на 1–2 и 5–6 порядков для простых и сложных соединений соответственно) химикат-разлагающих микроорганизмов (рис. 9, 10). При этом общая численность сапротрофных микроорганизмов менялась незначительно. Кроме того, среди общей численности сапротрофов природной воды исходная доля микроорганизмов-деструкторов простых ароматических соединений существенно выше, чем сложных. Следовательно, деградация органических поллютантов в природной среде сопровождается увеличением численности микроорганизмов, ответственных за этот процесс.

Продолжительность лаг-периода при деградации ароматических соединений в природных водах (разное время и место отбора) составляла не более одних суток для фенола и п-крезола и от 2 до 13-ти суток – для α -нафтола и квинолина (табл. 11). Следовательно, задержки в деградации сложных ароматических соединений по времени больше, чем задержки в деградации простых. Кроме того, в исследуемых образцах природной воды исходная численность химикат-разлагающих микроорганизмов при деградации простых ароматических соединений варьировала от 2 до 28 000 кл/мл воды. Замечена такая закономерность, что чем выше исходная численность микроорганизмов-деструкторов фенола и п-крезола, тем короче лаг-период при деградации этих соединений. В случае с α -нафтолом и квинолином такой закономерности не обнаружено.

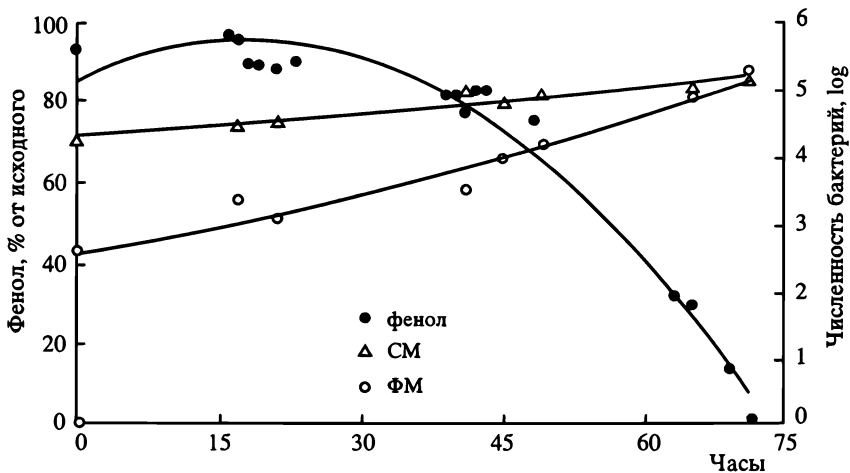


Рис. 9. Деградация фенола (2 мг/л), общая численность сапротрофных (СМ) и фенол-разлагающих (ФМ) микроорганизмов в природной воде (р. Окони, шт. Джорджия, США)

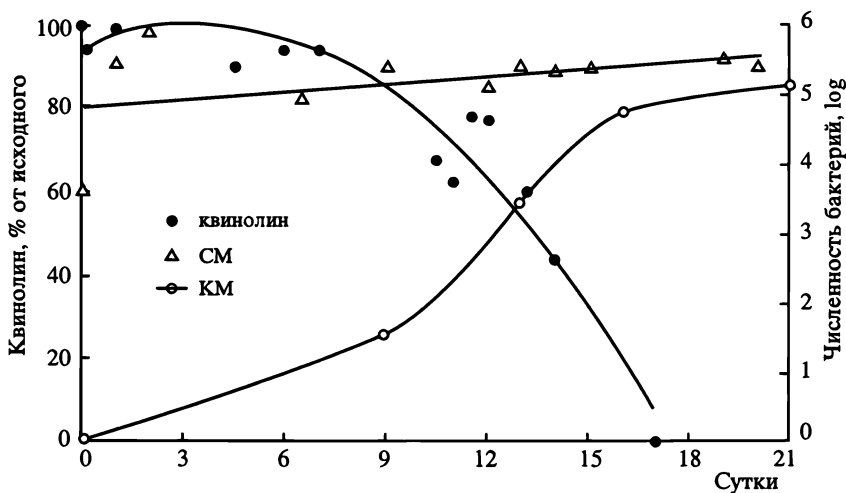


Рис. 10. Деградация квинолина (2 мг/л), общая численность сапротрофных (СМ) и квинолин-разлагающих (КМ) микроорганизмов в природной воде (р. Окони, шт. Джорджия, США)

Таблица 11. Исходная численность микроорганизмов-деструкторов (КОЕ) в пресных природных водах США (шт. Джорджия) и продолжительность лаг-периода ($T_{лаг}$) при деградации ароматических соединений

Соединение (1 мг/л)	Водоисточник (место взятия пробы)*	Дата отбора	КОЕ, кл/мл	$T_{лаг}$, час (фенол, п-крезол); сут (квинолин, α -нафтол)
1	2	3	4	5
Фенол	р. Окони (1)	Май, 1987	22000	11
	"	Сентябрь, 1987	430	16
	"	Ноябрь, 1987	23	н/о**
	"	Март, 1988	4	н/о
	р. Окони (2)	Июнь, 1987	4900	0
	"	Сентябрь, 1987	220	4
	"	Январь, 1988	10	н/о
	"	Февраль, 1988	2	н/о
	р. Окони (3)	Июнь, 1988	3300	16
	"	Сентябрь, 1987	490	19
	"	Ноябрь, 1987	2	22
	р. Окони (4)	Октябрь, 1987	3300	18
	"	Март, 1988	2	н/о
	"	Май, 1988	8	н/о
	р. Окони (5)	Октябрь, 1987	2400	0
	"	Октябрь, 1987	2300	0
	"	Февраль, 1988	2	н/о
	П-крезол	р. Окони (1)	Май, 1987	14000
"		Сентябрь, 1987	2400	0
"		Ноябрь, 1987	5	н/о
"		Март, 1988	2	н/о
р. Окони (2)		Июнь, 1987	1700	0
"		Сентябрь, 1987	790	4
"		Январь, 1988	2	н/о
"		Февраль, 1988	2	н/о
р. Окони (3)		Июнь, 1987	1400	16
"		Сентябрь, 1987	1300	17
"		Ноябрь, 1987	2	22
"		Февраль, 1988	490	н/о
р. Окони (4)		Октябрь, 1987	28000	16
"		Март, 1988	2	н/о
"		Май, 1988	4	н/о
р. Окони (5)		Октябрь, 1987	4900	0

Таблица 11. (окончание)

Соединение (1 мг/л)	Водоисточник (место взятия пробы)*	Дата отбора	КОЕ, кл/мл	T _{лаг} , час (фенол, п-крезол); сут (квинолин, α-наф- тол)
1	2	3	4	5
	"	Октябрь, 1988	2300	0
	"	Февраль, 1988	2	н/о
Квинолин	р. Окони (1)	Июль, 1987	17	5
	п. Бар	Январь, 1987	< 1	5
	"	Июль, 1987	< 1	>13
	п. Боат	Октябрь, 1986	< 1	12
	"	Декабрь, 1986	< 1	4
α-нафтол	п. Мемориал	Июль, 1987	1	>13
	р. Окони (1)	Август, 1987	240	2
	п. Мемориал	Июль, 1987	< 1	6
	"	Июль, 1987	< 1	7
	п. Бар	Июль, 1987	н/о	>10

Примечание. *р. – река, п. – пруд; ** н/о – лаг-период не определен.

На рис. 11 представлены кривые деградации п-крезола в водах с различной исходной численностью микроорганизмов-деструкторов. Если их численность в воде была более чем 1000 кл/мл, то деградация поллютанта происходила с небольшим лаг-периодом или без него. В воде с низкой численностью микроорганизмов-деструкторов (< 2 кл/мл) было отсутствие видимого адаптационного периода, а для его полной деградации требовалось значительно больше времени (от трех до шести суток).

Следовательно, для простых ароматических соединений продолжительность лаг-периода коррелировала с исходной численностью деградирующих поллютант микроорганизмов: чем больше численность этой популяции, тем короче лаг-период. Однако для сложных ароматических соединений такой взаимосвязи не обнаружено.

Таким образом, самоочищение природной среды от простых органических соединений происходит быстрее по времени, чем от сложных. Чем выше исходная численность химикат-деградирующих микроорганизмов в природной воде, тем быстрее происходит ее самоочищение от простых ароматических соединений и при этом короче лаг-период. Однако такие закономерности при деградации сложных ароматических соединений, к которым

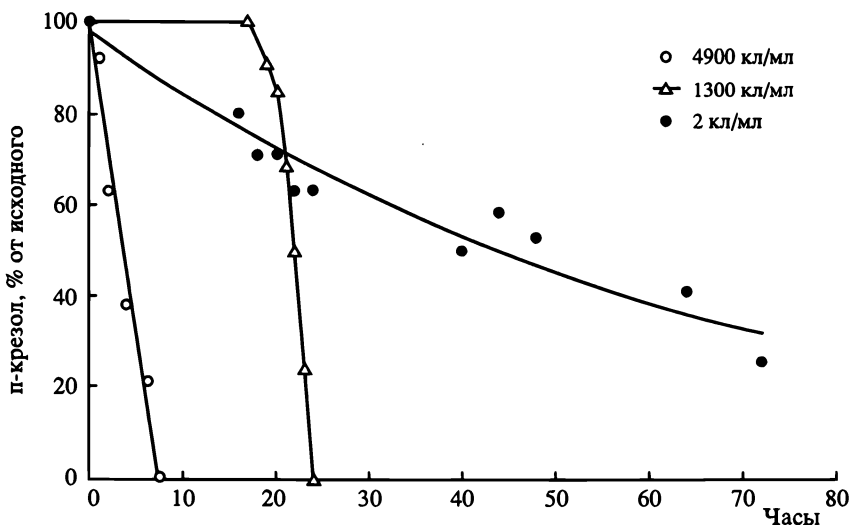


Рис. 11. Кривые деградации п-крезола (2 мг/л) в природной воде (р. Окони, шт. Джорджия, США) с различной исходной численностью крезол-разлагающих микроорганизмов

можно отнести и большое количество пестицидов, не обнаружены. Поэтому есть основание полагать, что исходная численность микроорганизмов-деструкторов (химикат-специфических микроорганизмов) не является надежным индикатором самоочищения природных вод от поллютантов, особенно сложной химической структуры.

Показано, что чем сложнее молекула соединения, тем она медленнее подвергается микробной деградации (Головлева, 1979; Alexander, 1980). Введение галогенов, нитрогруппы, метильной группы и т.д., как правило, повышает персистентность пестицидов в окружающей среде (Головлева, Финкельштейн, 1984). В наших экспериментах хлорированные анилины с большим содержанием атомов хлора подвергались медленной деградации и имели более продолжительный лаг-период по сравнению с монохлорированными аналогами (табл. 12).

В природной среде численность микроорганизмов-деструкторов для определенного химиката, особенно имеющего сложную структуру, не всегда возможно определить имеющимися методами (Souglas et al., 1984). Так, например, рост микроорганизмов в присутствии 3,4-ДХА как единственного источника углерода очень замедлен, и нет видимых признаков роста на агаризованной среде. В наших экспериментах мы использовали анилин как

Таблица 12. Константа скорости исчезновения (К) анилинов и продолжительность лаг-периода ($T_{\text{лаг}}$) в почвенной суспензии (лугово-черноземовидная почва, 28 °С)

Соединение	К, сут ⁻¹	$T_{\text{лаг}}$, сут
Анилин	1,70	1
3-хлоранилин	1,55	3
4-хлоранилин	0,26	30
3,4-дихлоранилин	0,20	45

единственный источник углерода, полагая, что микроорганизмы, которые способны расти на анилине, обладают способностью утилизировать и 3,4-ДХА (You, Bartha, 1982b).

В другой серии экспериментов с природными водами (река, лиман, море, ирригационный канал), содержащими разное количество органического вещества, определяли параметры самоочищения от 3,4-ДХА (К, T_{50} и T_{99}) и изменения общей численности сапротрофных и анилин-деградирующих микроорганизмов (табл. 13). Исходное содержание сапротрофных и анилин-разлагающих микроорганизмов в исследуемых водах было различным, наибольшая численность этих микроорганизмов была в водах с высоким содержанием органического вещества (лиман Пригибский, р. Кубань). Именно в этих водах была и высокая скорость исчезновения 3,4-ДХА. Инкубация образцов воды с 3,4-ДХА (около месяца) приводила к возрастанию численности как анилин-разлагающих микроорганизмов (в 26, 18, 12 и 5 раз в море, канале, лимане и реке соответственно), так и сапротрофных (в 2–159 раз по сравнению с исходным). Наибольшее увеличение сапротрофных и анилин-разлагающих микроорганизмов по сравнению с исходным было отмечено в воде Черного моря в 159 и 26 раз соответственно. А наименьшее – в воде р. Кубань в 2 и 5 раз для сапротрофных и анилин-разлагающих микроорганизмов соответственно.

Нами установлена тесная положительная корреляция между константой скорости разложения 3,4-ДХА (К) и общей численностью как сапротрофных ($r^2 = 0,80$), так и анилин-разлагающих (АМ) микроорганизмов ($r^2 = 0,94$). Регрессия связи между К и АМ имела следующий вид (коэффициент вариации 20%):

$$K = (10,9 + 5,1 \cdot \text{АМ}) \cdot 10^{-3} \text{ сут}^{-1},$$

где АМ – численность анилин-разлагающих микроорганизмов, тыс/мл.

**Таблица 13. Константа скорости (К),
периоды 50 и 99%-ного (Т₅₀ и Т₉₉) исчезновения 3,4-ДХА (0,5 мг/л)
и численность микроорганизмов (КОЕ) в воде
природных водоисточников (28 °С)**

Водоисточник (место отбора)	С _{орг} , мг/л	К, сут ⁻¹	Т, сут	
			50%	99%
Черное море (г. Батуми)	< 1	0,0171	41	271
Ирригационный канал (Краснодарский край)	< 1	0,0120	58	384
Лиман Пригибский (Азовское море)	55	0,0231	30	200
р. Кубань (г. Краснодар)	32	0,0330	21	140

Водоисточник (место отбора)	КОЕ, тыс/мл воды			
	Исходная		29 сут	
	СМ*	АМ**	СМ	АМ
Черное море (г. Батуми)	0,5	0,3	79,6	7,8
Ирригационный канал (Краснодарский край)	20,8	0,5	470	8,9
Лиман Пригибский (Азовское море)	75,6	2,4	1573,6	29,7
р. Кубань (г. Краснодар)	187,4	4,3	342,8	20,9

Примечание. *СМ – сапротрофные; **АМ – анилинразлагающие микроорганизмы.

Следовательно, есть основание полагать, что одновременное увеличение численности изученных групп микроорганизмов может свидетельствовать, что они находятся в определенной пропорции друг к другу и тем самым могут быть показателями самоочищения природной среды. Чем выше их численность, тем с большей скоростью будет происходить самоочищение.

При изучении самоочищения различных пресных водоисточников от гербицида пропанида оценивали численность сапротрофных микроорганизмов и константу скорости его исчезновения (табл. 14). Оказалось, что наибольшая величина К

Таблица 14. Константа скорости исчезновения (К) пропанида (1 мг/л), продолжительность лаг-периода ($T_{\text{лаг}}$) и численность сапротрофных микроорганизмов (КОЕ) в воде различных водоисточников (22 °С, инкубация 100–280 часов)

Водоисточник (место отбора)	$T_{\text{лаг}}$, час	К, час ⁻¹ (среднее)	КОЕ, млрд/л (среднее)
Пруд (США, г. Афины)	0	0,107±0,008	6,8±2,9
Озеро (Краснодар. кр., пос. Белозерный)	2	0,074±0,002	3,6±2,1
Пруд (Московская обл., д. Грызлово)	26	0,053±0,002	3,3±3,0
р. Ока (Московская обл., г. Пушино)	47	0,050±0,002	3,1±2,8
Озеро (Московская обл., д. Тульчино)	71	0,036±0,001	1,1±0,2
Озеро (Московская обл., г. Пушино)	82	0,028±0,001	0,7±0,5
р. Ока (Московская обл., д. Тульчино)	92	0,018±0,001	1,0±0,7
Озеро (Московская обл., д. Селино)	164	0,010±0,001	1,6±1,0

Примечание. ± – стандартное отклонение, $n = 4$ (для К) и $n = 8$ (для КОЕ).

и менее продолжительный $T_{\text{лаг}}$ были отмечены в образцах воды с высоким содержанием микроорганизмов. Кроме того, установлена тесная корреляционная связь между величиной К, пропанида и $T_{\text{лаг}}$ ($r^2 = 0,94$), а также между К и численностью сапротрофных микроорганизмов ($r^2 = 0,81$) в воде различных водоисточников.

Исчезновение фунгицида металаксила в природных водах различных источников было также наибольшим в воде с высоким содержанием сапротрофных микроорганизмов (табл. 15).

Таким образом, скорость самоочищения природной воды от органических поллютантов зависит прежде всего от типа соединения или его химической структуры. Самоочищение природных вод разных водоисточников определяется, в основном, их биогенностью, выраженной как численностью химикат-специфических, так и общей численностью сапротрофных микроорганизмов. Однако определение содержания микроорганизмов-деструкторов сложных химических соединений в

Таблица 15. Исходная численность сапротрофных микроорганизмов (КОЕ) и исчезновение металаксилы (5 мг/л) в природных водах шт. Джорджия, США (28 °С, инкубация 18 сут)

Водоисточник (название)	pH	КОЕ, тыс/мл воды	Металаксил, % от исходного
Пруд (Бар)	6,5	11	15
Озеро (Чероки)	6,9	61	21
Река (Окони)	6,4	140	30

природной среде часто затруднено методически (Souglas et al., 1984). Поэтому для оценки самоочищения гомогенной природной среды (вода) от органических поллютантов можно использовать легкоизмеряемый показатель – общую численность сапротрофных микроорганизмов, определяемую на агаризованной среде стандартного состава.

III. 2. САМООЧИЩЕНИЕ ПОЧВ ОТ ПЕСТИЦИДОВ И ЧИСЛЕННОСТЬ РАЗЛИЧНЫХ ГРУПП МИКРООРГАНИЗМОВ

При оценке самоочищения различных типов почв от пестицидов (в лабораторных и микрополевых условиях) определяли численность сапротрофных, олиготрофных, пестицид-деградирующих, а также группу анаэробных микроорганизмов. Меньшее значение константы скорости исчезновения 3,4-ДХА было отмечено в серой лесной почве, где содержание сапротрофных, олиготрофных и анилин-разлагающих групп микроорганизмов было также невысоким по сравнению с другими типами почв (табл. 16). Высокая скорость исчезновения (значение константы) была в лугово-черноземовидной почве, для которой характерна и высокая численность других определяемых микроорганизмов. Причем соотношение численности этих групп было примерно одинаково в каждой из изученных почв.

В серой лесной почве разной степени эродированности высокая скорость самоочищения от персистентного инсектицида гексахлорциклогексана (ГХЦГ) была отмечена в аккумулятивном горизонте (А), а низкая – в иллювиальном (В) при температуре соответствующего почвенного слоя (табл. 17). Кроме того, скорость исчезновения ГХЦГ в неэродированной (несмытой) почве была выше, чем в эродированной. Результаты эксперимента да-

Таблица 16. Константа скорости исчезновения (К) 3,4-ДХА (50 мг/кг) и исходная численность (КОЕ) микроорганизмов в различных почвах

Почва	Эко-система	К, сут ⁻¹ (среднее, n = 7)	КОЕ, млн/г почвы (среднее±станд. откл., n = 5)			Отношение СМ : ОМ : АМ
			СМ*	ОМ*	АМ*	
Лугово-черноземовидная	Лес	0,200	124±26	5905±1030	3,1±0,2	1 : 48 : 0,025
Краснозем (Аджария)	Лес	0,140	85±15	3370±825	2,9±0,2	1 : 40 : 0,034
Лугово-черноземовидная	Пашня	0,084	44±9	1714±359	2,3±0,2	1 : 39 : 0,052
Серая лесная	Пашня	0,056	25±4	950±281	1,7±0,1	1 : 38 : 0,068

Примечание. *СМ – сапротрофные, ОМ – олиготрофные, АМ – анилинразлагающие микроорганизмы.

ют основание полагать, что чем выше численность микроорганизмов в слое почвы, тем с большей скоростью в ней исчезает пестицид. Величина отношения аэробной группы микроорганизмов к анаэробной в исследуемых слоях серой лесной почвы была примерно одинаковой.

В длительных микрополевых опытах изучали разложение персистентного соединения ДДТ. В более биогенной (численность сапротрофных микроорганизмов) лугово-черноземовидной почве исчезновение ДДТ происходило с большей скоростью (в 1,6 раза), чем в менее биогенной – сероземно-луговой (табл. 18).

Итак, результаты экспериментов по изучению продолжительности “жизни” пестицидов в различных типах почв и условиях инкубирования (постоянный и переменный температурный режимы) позволяют сделать предположение, что самоочищение почв в основном зависит от ее биогенности. Чем выше численность сапротрофных микроорганизмов в почве, тем с большей скоростью в ней будет происходить исчезновение пестицида. Причем это соответствие сохраняется независимо от того, какую группу почвенных микроорганизмов мы определяем (сапротро-

Таблица 17. Константа скорости (К), период 50%-ного (T_{50}) исчезновения ГХЦГ (5 мг/кг) и исходная численность сапротрофных микроорганизмов (КОЕ) в серой лесной пахотной почве (70% ПВ, температура почвенного слоя)

Степень эрозии	Горизонт, см	Гумус, %	К, сут ⁻¹	T ₅₀ , сут	КОЕ, млн/г почвы		Аэр Анаэр
					Аэробы (аэр)	Анаэробы (анаэр)	
Несмытая	А (0–30)	1,76	0,0178	39±4	18,2±5,0	4,4±2,4	4,1
	В (42–60)	1,41	0,0043	162±5	6,0±2,3	1,8±1,0	3,3
Смытая	А (0–27)	0,96	0,0062	111±9	12,1±3,8	3,5±1,9	3,5
	В (27–38)	0,70	0,0050	139±7	7,3±2,9	2,7±2,1	2,7

Примечание. ± – ошибка среднего, n = 5.

Таблица 18. Константа скорости исчезновения (К) дихлорфенилтрихлорэтана (10 мг/кг) и численность (КОЕ) сапротрофных микроорганизмов в почвах (66% ПВ, температура почвенного слоя)

Почва	К, сут ⁻¹ , (n = 4)	Период разложения, сут		КОЕ, млн/г почвы (130 сут)
		50%	99%	
Лугово-черноземовидная	0,0043	161	1071	300
Сероземно-луговая	0,0027	257	1706	160

фы, олиготрофы, деструктуры, аэробы или анаэробы). Можно полагать, что в исследуемых почвах эти группы микроорганизмов находятся в определенной пропорции (отношение) друг к другу. Обнаружена тенденция увеличения скорости исчезновения пестицида в почве с высокой численностью этих групп микроорганизмов. Однако корреляционной зависимости между скоростью исчезновения пестицидов в почвах (гетерогенная природная среда) и численностью микроорганизмов не было отмечено.

III. 3. ВЛИЯНИЕ ЭКОФАКТОРОВ НА САМООЧИЩЕНИЕ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

Различные факторы окружающей среды (экофакторы) могут влиять на процессы микробной и химической деградации поллютантов и тем самым на скорость ее самоочищения. Отмечают, что скорость самоочищения может изменяться в связи с недостатком или избытком содержания питательных элементов в среде (Paris, Rogers, 1986; Lewis et al., 1986; Swindoll et al., 1988), изменением pH, условий аэрации и температуры (Галиулин и др., 1978; 1979; Khan, 1980; Головлева, Финкельштейн, 1984).

Результаты экспериментов по изучению скорости исчезновения 3,4-ДХА при изменении некоторых факторов в модельных лабораторных условиях (почвенная суспензия) приведены в табл. 19.

Углеводы (глюкоза). Внесение глюкозы в почвенную суспензию приводило к увеличению численности сапротрофных микроорганизмов примерно в 6 и 10 раз для концентрации глюкозы 0,01 и 0,1% соответственно. При этом скорость исчезновения 3,4-ДХА в суспензии практически не изменилась (табл. 19, вариант 1). Однако можно отметить, что повышенная концентрация глюкозы (0,1% от массы суспензии) приводила к сокращению продолжительности лаг-периода и незначительному уменьшению высвобождения ионов хлора.

Изменение *реакции среды* (внесение буферных растворов фосфата натрия и калия) вызывало увеличение (примерно в два раза при pH 8,5) или уменьшение (примерно в два раза при pH 5,5) численности сапротрофных микроорганизмов. Скорость разложения 3,4-ДХА при изменении pH среды уменьшалась почти в три раза по сравнению с контролем и наиболее существенно – при подкислении (табл. 19, вариант 2). Кроме того, подкисление суспензии вызывало и торможение высвобождения ионов хлора из молекулы 3,4-ДХА.

Дополнительное *аэрирование* почвенной суспензии (встряхивание) способствовало незначительному увеличению (примерно на 30%) сапротрофных микроорганизмов, а скорость исчезновения 3,4-ДХА практически не менялась (табл. 19, вариант 3). Анаэробные условия инкубирования почвенной суспензии приводили к резкому замедлению как исчезновения 3,4-ДХА, так и высвобождения ионов хлора.

Уменьшение *температуры* инкубации почвенной суспензии до 8 °C приводило к резкому торможению скорости исчезновения 3,4-ДХА (табл. 19, вариант 4). Значение константы скорости исчезновения 3,4-ДХА при 8 °C уменьшалась при этом более чем в 5 раз по сравнению с константой при 28 °C. Высвобождение ио-

Таблица 19. Константа скорости (К), период 50%-ного (T_{50}) исчезновения 3,4-дихлоранилина (ДХА), высвобождение ионов хлора (Cl^-) в почвенной суспензии (лугово-черноземовидная почва) при разных условиях инкубирования

Вариант опыта	Условия инкубирования					К, сут ⁻¹	T_{50} , сут	Cl^- , %**
	3,4-ДХА, мг/л	pH	Глюкоза, %	t °C	Аэрирование *			
1	50	7,0	0	28	Ст	0,030	23	61
	50	7,0	0,01	28	Ст	0,031	22	59
	50	7,0	0,1	28	Ст	0,024	29	55
2	50	7,0	0,01	28	Ст	0,030	23	59
	50	8,5	0,01	28	Ст	0,018	38	60
	50	5,5	0,01	28	Ст	0,016	43	20
3	50	7,0	0,01	28	Ст	0,030	23	59
	50	7,0	0,01	28	Аэр	0,031	22	54
	50	7,0	0,01	28	Ан	0,010	69	4
4	5	7,0	0	38	Ст	0,035	20	63
	5	7,0	0	28	Ст	0,034	20	64
	5	7,0	0	18	Ст	0,019	36	62
	5	7,0	0	8	Ст	0,007	99	3

Примечание. * Ст – стационарное; Ан – анаэробное (атмосфера азота); Аэр – аэрирование встряхиванием; ** высвобождение хлор-ионов за 3 месяца инкубирования.

нов хлора при низкой температуре (8 °C) было меньше примерно в 20 раз, чем при 18–38 °C.

Таким образом, существенное замедление исчезновения 3,4-ДХА в почвенной суспензии было при изменении pH среды, отсутствии кислорода и понижении температуры. Внесение дополнительного источника питания (глюкоза) для микроорганизмов не оказало значительного влияния на показатели (К и T_{50}) самоочищения почвенной суспензии. Подобное явление отмечали и американские авторы (Paris, Rogers, 1986). Добавление питательного бульона (источники белка и углеводов) в природные воды вызывало увеличение численности сапротрофных бактерий в 10–100 раз по сравнению с их исходным значением, однако ускорение деградации пестицидов не наблюдали.

Таблица 20. Константа скорости исчезновения (К) ДДТ (10 мг/кг) в почвах при различных гидротермических условиях (520 сут инкубации)

Влажность почвы, % ПВ	К, сут ⁻¹ (среднее)*		
	3 °С**	16 °С	19 °С
<i>Лугово-черноземовидная почва</i>			
33	0,0025	0,0027	0,0029
66	0,0039	0,0043	0,0049
99	0,0040	0,0048	0,0052
<i>Сероземно-луговая почва</i>			
33	0,0021	0,0024	0,0023
66	0,0023	0,0027	0,0029
99	0,0027	0,0031	0,0035

Примечание. * Коэффициент вариации для К = 10–15%; ** средняя суточная температура почвенного слоя.

Для самоочищения почв от пестицидов наиболее существенными экофакторами могут выступать температура и влажность почвы. В наших микрополевых экспериментах образцы лугово-черноземовидной и сероземно-луговой почв обрабатывали персистентным инсектицидом ДДТ до получения различной результирующей влажности и помещали в почвенный слой с различной среднесуточной температурой (табл. 20). Оказалось, что значение константы скорости исчезновения ДДТ в почвах практически не зависело от среднесуточной температуры экспонирования. Различия между средними значениями констант в различных температурных условиях были недостоверны (коэффициент вариации составлял 10–15%). Однако недостаток влаги в почве (33% ПВ) вызывал замедление исчезновения ДДТ (в 1,3–1,8 раза) по сравнению с почвой, где было оптимальное или избыточное (99% ПВ) содержание влаги.

Итак, понижение температуры, недостаток кислорода и влаги в почве, а также резкое изменение рН среды (понижение или повышение) способны существенно затормозить процесс исчезновения пестицида, а значит, и самоочищение природной среды.

III. 4. АДАПТАЦИЯ МИКРООРГАНИЗМОВ К ПЕСТИЦИДУ КАК ФАКТОР УСКОРЕНИЯ САМООЧИЩЕНИЯ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

Среди факторов, способствующих ускорению самоочищения почв от пестицидов, может быть названа адаптация микроорганизмов. Явление ускорения разложения пестицида при его повторном или многократном внесении получило название адаптации (Torstensson et al., 1975; Spain, Van Veld, 1983; Roeth, 1986; Duah-Yentumi, Johnson, 1986; Aelion et al., 1987; Johnson, Camper, 1991; Walker, Welch, 1992). Одним из механизмов адаптации микроорганизмов к чужеродным веществам является накопление ферментов, способных атаковать молекулу соединения (Spain et al., 1980; Wiggins et al., 1987; Wiggins, Alexander, 1988).

В наших экспериментах ускорение исчезновения пестицидов при их повторном и многократном применении было выявлено как в лабораторных, так и полевых условиях. Так, в суспензии дерново-подзолистой почвы (почву до отбора образца обрабатывали металаксилем в теплице три года подряд) наблюдали ускорение исчезновения фунгицида (рис. 12). После первого внесения металаксила период 50%-ного его исчезновения составил примерно 40 и 60 суток, а при повторном внесении – 22 и 50 суток для 1 и 10 мг/л соответственно.

В дерново-подзолистой почве (тепличные условия, культура огурца) период 50%-ного исчезновения оксадиксила составлял около 23 суток, а константа скорости – $0,030 \text{ сут}^{-1}$ в первый год его применения, а на второй – T_{50} составил 15 суток, а константа скорости – уже $0,046 \text{ сут}^{-1}$ (рис. 13).

При первом внесении 3,4-ДХА в суспензию лугово-черноземовидной почвы почти полное исчезновение поллютанта происходило за 4,5 суток (рис. 14). При последующих внесениях 3,4-ДХА период его исчезновения существенно сокращается, а после третьего внесения он составил всего 0,5 суток. С очевидностью можно полагать, что происходила адаптация почвенных микроорганизмов к поллютанту, приводящая к ускоренному его исчезновению.

Повторное внесение 3,4-ДХА в лугово-черноземовидную почву (пахотная и лесная) также приводило к ускорению исчезновения (табл. 21). При повторном внесении поллютанта численность сапротрофных микроорганизмов в почве практически не изменялась. Однако численность анилинразлагающих микроорганизмов существенно (почти в 10 раз) возрастала.

Таким образом, повторное и многократное внесение в почву пестицидов выразалось в изменении показателей ее самоочище-

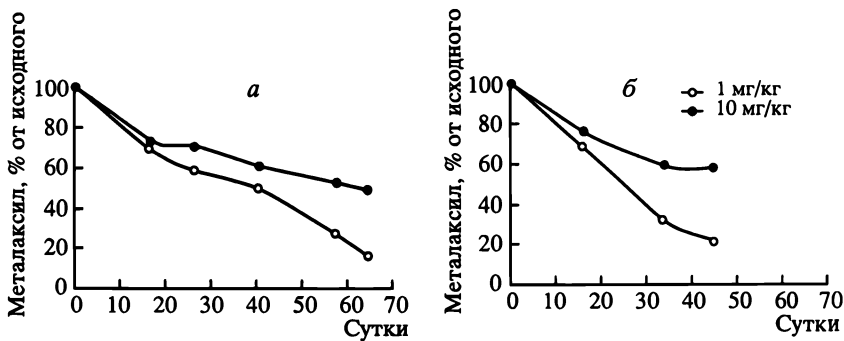


Рис. 12. Динамика исчезновения металаксила в суспензии дерново-подзолистой почвы после первого (а) и второго (б) внесения

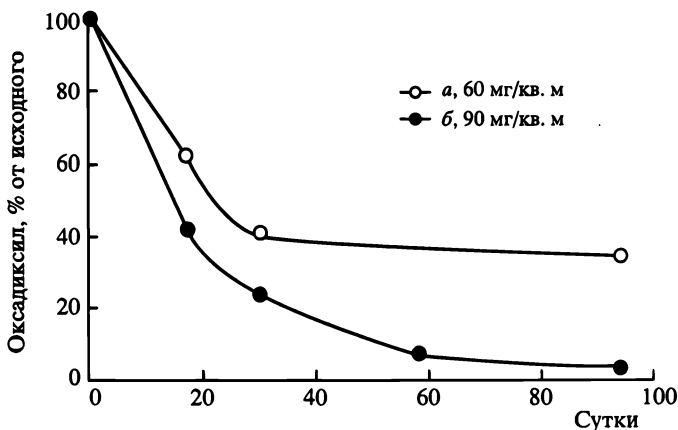


Рис. 13. Динамика исчезновения оксидиксила в дерново-подзолистой почве в первый (а) и второй (б) годы обработки (тепличные условия, культура огурца)

ния, а именно – сокращении периодов 50 и 99%-ного исчезновения и увеличении значений константы скорости. Повторное внесение поллютантов в почву вызывало и изменение в почвенном микробном сообществе, которое выражалось в возрастании численности поллютантдеградирующих микроорганизмов. Поэтому есть основание рассматривать ускорение исчезновения пестицидов в почве при их повторном применении как дополнительное самоочищение почв. Вместе с тем ускоренное разложение пестицидов в окружающей среде вызывает и тревогу. Так, в Великобритании за последние 20 лет применение инсектицидов возросло в 3 раза, а урожайность культур (морковь) – всего на 10% (Suett et

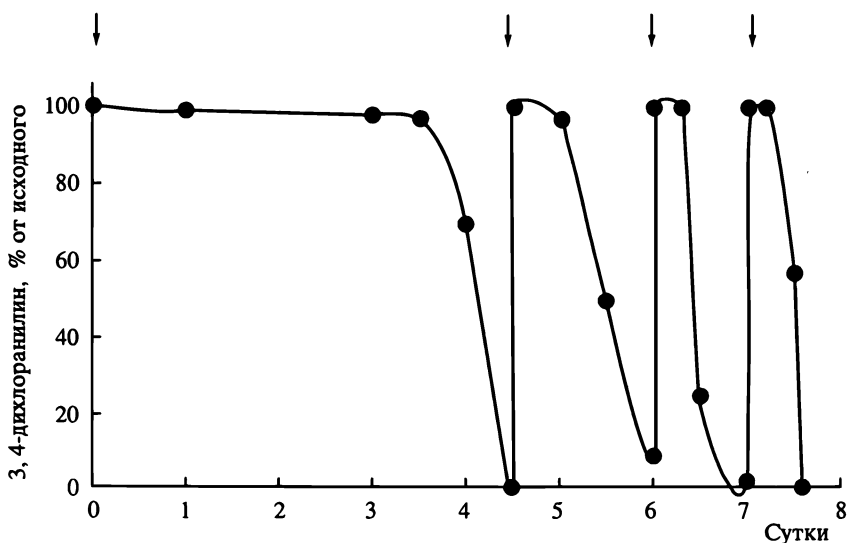


Рис. 14. Динамика исчезновения 3,4-дихлоранилина (5 мг/л) при многократном внесении (обозначено стрелками) в суспензии лугово-черноземовидной почвы

al., 1996). Кроме того, исследователи отмечают почти не исследованные последствия изменений и обмена генетического материала микроорганизмов в условиях адаптации к чужеродным соединениям (Van der Meer et al., 1992).

В итоге самоочищение природной среды от пестицидов связано с ее биогенностью. Показателями биогенности почвы

Таблица 21. Изменение численности сапротрофных (СМ) и анилинразлагающих (АМ) микроорганизмов (КОЕ) в лугово-черноземовидной почве разных экосистем после внесения 3,4-дихлоранилина (ДХА)

Экосистема	ДХА, мг/кг	К, сут ⁻¹	КОЕ, млн/г почвы*	
			СМ	АМ
Агро	50	0,084	37±6	0,3±0,1
	50 · 2 раза	0,100	39±21	2,9±0,4
Лес	50	0,200	85±19	0,5±0,1
	50 · 2 раза	0,230	88±16	6,5±1,1

Примечание. *Численность определена на 38 и 7-е сутки после первого и после второго внесения 3,4-ДХА соответственно; ± – стандартное отклонение, n = 3.

и природной воды могут служить численность сапротрофных и пестицид-деградирующих микроорганизмов. Наиболее чувствительным показателем самоочищения природной воды является численность поллютант-деградирующих микроорганизмов. Для почвы отмечена лишь *тенденция* взаимосвязи между самоочищением от пестицидов и численностью разных групп микроорганизмов, определяемых на агаризованной среде. Изменение экологических факторов среды (рН, температура, влажность почвы и др.) может замедлять самоочищение природной среды, а явление адаптации микроорганизмов к пестициду – ускорять.

ВЛИЯНИЕ ПЕСТИЦИДОВ НА ПОЧВЕННЫЕ МИКРООРГАНИЗМЫ

“Почва – это мир сапрофитов и автотрофных организмов разного рода, непрерывно перемещающих ее химические элементы из живой среды в мертвую и обратно”.

В.И. Вернадский (1994, с. 75)

Почва является естественным резервуаром для синтезированных человеком химикатов, имеющих широкое применение в сельском хозяйстве и промышленности. Только 1% вносимых пестицидов достигает своей “цели” (Pesticide effects on soil microflora, 1987). Проблема влияния пестицидов на почвенные микроорганизмы как нецелевые объекты их применения давно привлекла внимание исследователей (Roslisky, 1977; Helmeczi, 1977; Johnen, Drew, 1977; Anderson, 1978; Tu, 1978a, b; Wainwright, 1978; Lewis et al., 1978; Cooper et al., 1978; Atlas et al., 1978; Cullimore, Ball, 1978; Aselage, 1979; Kauri, 1980; Zelles et al., 1985; Pesticide effects on soil microflora, 1987; Gerber et al., 1989; Narain Rai, 1992). Многие работы, посвященные взаимодействию пестицидов с почвенными микроорганизмами, были сосредоточены, главным образом, на: 1) выявлении ингибирующего или стимулирующего влияния пестицида на микроорганизмы; 2) влиянии различных концентраций пестицида на микроорганизмы и микробиологические показатели почв; 3) поиске культур, способных использовать пестицид в качестве источника углерода; 4) изучении путей метаболизма, трансформации и деградации пестицида микроорганизмами (Скрябин, Головлева, 1976). Эти во многом хорошо разработанные направления исследования являются основополагающими при интерпретации самоочищения различных почв от пестицидов. Однако, как было прозорливо отмечено 20 лет назад, возникает целый комплекс вопросов под названием “экология ксенобиотиков”, включающий понятие устойчивости микробных сообществ при действии на них чужеродных веществ, эволюции экосистем, пределов их надежности и возможности управления их активностью (Головлева, Головлев, 1980; Скрябин, Головлева, 1986). Задача биологических, в том числе и микробиологических, методов заключается не столько в точном определении концентрации пестицида в почве, сколько в сигналах

лизации о появлении его в почве в количестве, нежелательном для экосистемы (Бызов и др., 1989). Оценка этой “нежелательности” пестицидов для экосистемы в целом до сих пор остается искусственной.

Фирмы, занимающиеся производством пестицидов, обязаны сопровождать свой товар сертификацией его влияния на почвенные микроорганизмы. Такая оценка может быть проведена по многим микробиологическим показателям почвы и в этом случае может быть относительно полной, а также и дорогостоящей. Она обычно включает измерение азотфиксации, денитрификации, окисления серы, активности почвенных ферментов, дыхания почвы, поглощения кислорода, а также включает определение общего числа почвенных микроорганизмов и скорости роста их отдельных культур (Johnen, Drew, 1977; Atlas et al., 1978; Tu, 1978a, b; Greaves, 1979; Круглов, 1984). Сокращенная оценка может включать определение лишь нескольких, широко распространенных и тем самым менее дорогостоящих операций, а именно – измерение скорости продуцирования CO_2 почвой как показателя общей гетеротрофной активности микроорганизмов, а также оценки действия пестицидов на отдельные группы микроорганизмов (Dancau et al., 1977; Tu, 1978b; Cooper et al., 1978; Domsch et al., 1983; Moorman, 1989; Fournier et al., 1992; Rouald, 1996).

Существует мнение, что наибольшее воздействие на почвенные микроорганизмы оказывают фунгициды, затем инсектициды и совсем незначительное – гербициды. В литературе и по сей день дискутируется вопрос о том, насколько велико и продолжительно по времени действие пестицидов на почвенный микробценоз, а также насколько оно экологически значимо (Domsch, 1984).

В связи с этим мы оценивали изменение численности сапротрофных микроорганизмов, длины грибного мицелия и микробной биомассы под действием различных пестицидов для: 1) определения изменений этих показателей в отдельные сроки после внесения пестицида, а также за весь период его “жизни” в почве и 2) сопоставления этих изменений с природными флуктуациями.

Микроорганизмы в почве занимают различные трофические уровни, но основной поток энергии идет через сапротрофы, главная сторона деятельности которых состоит в минерализации поступающего в почву органического материала, в том числе и пестицидов. Поэтому определение численности сапротрофных микроорганизмов в почве может дать представление об изменении этого процесса под действием пестицидов.

IV.1. ВЛИЯНИЕ ПЕСТИЦИДОВ НА ОБЩУЮ ЧИСЛЕННОСТЬ САПРОТРОФНЫХ МИКРООРГАНИЗМОВ В ПОЧВЕ

Численность сапротрофных микроорганизмов определяли в отдельные сроки на протяжении периода практически полного исчезновения пестицида в почве. Внесение 3,4-дихлоранилина в почву приводило к достоверному увеличению численности сапротрофных микроорганизмов в лугово-черноземовидной почве и красноземе лесных экосистем на 4 и 10-е сутки инкубации соответственно (табл. 22). В пахотных лугово-черноземовидной и серой лесной почвах достоверных различий между опытным (с 3,4-ДХА) и контрольным (без 3,4-ДХА) вариантами не было отмечено в эти сроки наблюдения. На 16-е сутки в этих пахотных почвах было, напротив, достоверное уменьшение численности сапротрофных микроорганизмов под влиянием 3,4-ДХА. Ранее нами было показано, что в исследованных лесных почвах исчезновение 3,4-ДХА было более быстрым, чем в пахотных (гл. II.2.3), поэтому и ингибирующего влияния поллютанта на сапротрофные микроорганизмы в этих почвах не было отмечено.

Изменение численности сапротрофных микроорганизмов под действием линурона оценивали в серой лесной и торфянистой пахотных почвах в условиях лабораторного, микрополевого и полевого опытов (табл. 23, 24). В условиях оптимальной температуры и влажности (лабораторный эксперимент) в серой лесной почве отмечено достоверное уменьшение численности сапротрофных микроорганизмов примерно через две недели после внесения линурона, а в микрополевых условиях – через месяц. Однако затем отмечено и достоверное возрастание численности сапротрофных микроорганизмов в серой лесной почве под действием линурона (табл. 23). Следует отметить, что как в условиях лабораторного, так и микрополевого экспериментов была сходная тенденция (уменьшение, а затем увеличение) в изменении численности сапротрофных микроорганизмов под влиянием линурона.

В торфянистой почве линурон также оказывал ингибирующее влияние на сапротрофные микроорганизмы в полевом эксперименте на 32 и 62-е сутки наблюдения (табл. 24). А через 114 суток после внесения линурона численность сапротрофов в почве была достоверно выше, чем в контроле, причем как в полевом, так и микрополевом вариантах опыта. В торфянистой почве внесение линурона также привело к уменьшению численности сапротрофов (полевой эксперимент), и только примерно

Таблица 22. Изменение численности сапротрофных микроорганизмов (КОЕ) в различных почвах при внесении 3,4-ДХА (28 °С, 60% ПВ)

Почва (экосистема)	3,4-ДХА, мг/кг	КОЕ, млн/г почвы (среднее ± стандартное отклонение, n = 8)			
		Инкубация, сут			
		4	10	16	35
Лугово-черноземовидная (лес)	0	90в±24	73а±44	28а±13	нд
	50	155а±81	63а±32	42а±16	нд
	НСР _{0,05}	64	41	15	
Краснозем (лес)	0	30а±9	17в±4	87а±45	86а±29
	50	35а±6	22а±2	56а±19	73а±52
	НСР _{0,05}	8	3	37	45
Лугово-черноземовидная (агро)	0	75а±42	27а±11	40а±14	нд
	50	44а±11	18а±7	26в±8	нд
	НСР _{0,05}	33	10	12	
Серая лесная (агро)	0	18а±16	5а±2	13а±4	6а±2
	50	15а±13	8а±3	8в±3	9а±4
	НСР _{0,05}	15	2	4	3

Примечание. Величины с различными буквами в каждой колонке для каждой почвы отдельно достоверно различаются при P = 95% (тест Дункана однофакторного анализа ANOVA); нд означает отсутствие данных.

через 4 месяца в почве с линуроном отмечено их возрастание в условиях микрополевого и полевого экспериментов.

Инсектицид ГХЦГ не вызывал достоверных изменений численности сапротрофных микроорганизмов серой лесной почвы на протяжении одного (микрополевой) и двух (лабораторный) месяцев после его внесения (табл. 25). Затем было отмечено как уменьшение численности сапротрофов, так и их увеличение по сравнению с контрольной почвой.

Другое персистентное соединение ДДТ не вызывало достоверных изменений численности сапротрофных бактерий по сравнению с контрольной почвой на протяжении 17 месяцев инкубации в условиях почвенного слоя (табл. 26). По-видимому, малая растворимость ДДТ в почве, а также его липофильные свойства не способствовали отрицательному воздействию на почвенные сапротрофные микроорганизмы.

Изменение численности сапротрофных микроорганизмов дерново-подзолистой почвы после внесения фунгицида оксадик-

Таблица 23. Изменение численности сапротрофных микроорганизмов (КОЕ) в серой лесной пахотной почве при внесении линурона

Эксперимент	Линурон, мг/кг	КОЕ, млн/г почвы (среднее ± стандартное отклонение, n = 15)			
		Инкубация, сут			
		1	32	62	114
Микрополевой (70% ПВ, почвенный слой)	0	15a±6	27a±16	11в±4	12в±6
	5	15a±6	17в±8	15a±6	18a±7
	HCP _{0,05}	5	10	4	5
		1	16	40	120
Лабораторный (70% ПВ, 28 °С)	0	нд	48a±13	32в±7	27в±10
	5	нд	31в±10	46a±16	60a±34
	HCP _{0,05}		9	10	19

Примечание. Величины с различными буквами в каждой колонке для каждого типа эксперимента отдельно достоверно различаются при P = 95% (тест Дункана однофакторного анализа ANOVA); нд означает отсутствие данных.

Таблица 24. Изменение численности сапротрофных микроорганизмов (КОЕ) в торфянистой пахотной почве при внесении линурона

Эксперимент	Линурон, мг/кг	КОЕ, млн/г почвы (среднее ± стандартное отклонение, n = 15)			
		Инкубация, сут			
		1	32	62	114
Микрополевой (70% ПВ, почвенный слой)	0	207a±25	нд	181a±120	139в±60
	5	293a±65	нд	237a±105	217a±95
	HCP _{0,05}	92		84	59
Полевой	0	281a±35	512a±105	325a±92	152в±59
	5	358a±93	348в±139	222в±78	219a±75
	HCP _{0,05}	89	92	69	50

Примечание. Величины в колонке для каждого условия опыта отдельно с одинаковыми буквами достоверно не различались при P = 95%; нд означает отсутствие данных.

Таблица 25. Изменение численности сапротрофных микроорганизмов (КОЕ) в серой лесной пахотной почве при внесении ГХЦГ

Эксперимент	ГХЦГ, мг/кг	КОЕ, млн/г почвы (среднее ± стандартное отклонение, n = 15)				
		Инкубация, сут				
		0	34	52	61	91
Лабораторный (66% ПВ, 28 °С)	0	14a±4	13a±7	2a±0,5	8a±4	2в±0,6
	5	17a±5	13a±6	2a±0,6	2в±0,4	4a±0,4
	HCP _{0,05}	8	11	1	5	1
		30	36	90	150	188
Микрополевой (66% ПВ, почвенный слой)	0	12a±7	15a±8	16в±0,8	7a±2	7в±0,9
	5	19a±6	18a±2	21a±2	3в±0,7	9a±0,9
	HCP _{0,05}	9	9	2	2	1

Примечание. Величины с разными буквами в каждой колонке для каждого типа эксперимента отдельно достоверно различаются при P = 95% (тест Дункана однофакторного анализа ANOVA).

сила (Сведения..., 1987) оценивали в условиях полевого, тепличного и лабораторного экспериментов (табл. 27–29). В контролируемых условиях влажности и температуры почвы (лабораторный эксперимент) оксидиксил вызывал изменение (повышение и понижение) численности сапротрофов (табл. 27). Причем четкие закономерности изменения численности микроорганизмов в почве на протяжении почти четырех месяцев наблюдения, а также влияния различных концентраций фунгицида выделить не представляется возможным. В полевом и тепличном экспериментах изменения численности сапротрофных микроорганизмов дерново-подзолистой почвы были как стимулирующего, так и ингибирующего характера (табл. 28, 29).

Таким образом, полученные результаты свидетельствуют об изменениях численности сапротрофных почвенных микроорганизмов под влиянием пестицидов. Это влияние выражается как в уменьшении численности сапротрофов, в основном в первое время после внесения пестицида, так и в увеличении – в основном после интенсивного его исчезновения, а также в отсутствии изменений (нетоксичность пестицида или недос-

Таблица 26. Изменение численности сапротрофных микроорганизмов (КОЕ) в лугово-черноземовидной почве при внесении ДДТ (почвенный слой, среднегодовая температура воздуха 16 и 19 °С, 99% ПВ)

ДДТ, мг/кг	КОЕ, млн/г почвы (среднее ± стандартное отклонение, n = 9)		
	Инкубация (месяц, год)		
	4 (октябрь, 1979)	10 (апрель, 1980)	17 (октябрь, 1980)
	16 °С		
0	330a±292	61a±21	37a±26
1	283a±139	49a±17	42a±24
HCP _{0,05}	229	19	25
	19 °С		
0	62a±18	53a±14	61a±25
1	50a±12	52a±15	80a±18
HCP _{0,05}	15	15	21

Примечание. Величины с одинаковыми буквами в каждой колонке для каждой температуры отдельно достоверно не различались при P = 95% (тест Дункана однофакторного анализа ANOVA).

тупность для микробной атаки). С очевидностью можно полагать, что изменение численности сапротрофных микроорганизмов связано с процессом детоксикации (исчезновение, деградация, трансформация) пестицида в почве. Уменьшение численности сапротрофов можно объяснить, по-видимому, ингибирующим влиянием пестицида, а возрастание – уменьшением его токсического действия вследствие деградации/трансформации пестицида и возможностью использования микроорганизмами метаболитов пестицида и погибших клеток.

Отмеченные изменения численности сапротрофов под действием пестицидов, физиологически активных веществ, отражают во многом невидимые для нас перестройки в почвенном микробном сообществе. Скорее всего, изменение численности сапротрофов ограничено сроком “жизни” пестицида в почве и его доступностью для микробной атаки. Однако более четкие закономерности изменений численности микроорганизмов под действием пестицида в рамках используемого метода трудно определить.

Таблица 27. Изменение численности сапротрофных микроорганизмов (КОЕ) в дерново-подзолистой почве (60% ПВ, 22 °С) при внесении оксадиксила

Оксадиксил, мг/кг	КОЕ, млн/г почвы (среднее значение±стандартное отклонение, n = 3)			
	Инкубация, сут			
	0	5	9	16
0 (контроль)	91в±2	60в±3	78с±3	38с±1
1	83с±3	106а±2	126в±3	66а±2
10	132а±4	44с±1	170а±5	46в±2
НСР _{0,05}	7	4	7	3
	30	55	89	125
0 (контроль)	140а±2	60с±4	77а±3	24а±3
1	105в±3	73в±4	34в±3	21а±1
10	100в±2	111а±6	72а±10	22а±1
НСР _{0,05}	5	10	12	4

Примечание. Величины в каждой колонке с одинаковыми буквами достоверно не различаются при P = 95% (тест Дункана однофакторного анализа ANOVA).

Таблица 28. Изменение численности сапротрофных микроорганизмов (КОЕ) в дерново-подзолистой почве (теплица, пленочное покрытие) при внесении оксадиксила

Оксадиксил (доза)	КОЕ, млн/г почвы (среднее значение±стандартное отклонение, n = 5)					
	Время, сут					
	0	19*	20	30	54	95
0 (контроль)	54в±2	74а±2	69в±2	78а±3	45в±3	55в±1
30 г/м ² · 2 раза	67а±6	66в±3	111а±3	84а±4	52а±2	68а±3
НСР _{0,05}	10	6	6	8	5	5

Примечание. Величины в каждой колонке с одинаковыми буквами достоверно не различаются при P = 95% (тест Дункана однофакторного анализа ANOVA).

* Второе внесение пестицида.

Таблица 29. Изменение численности сапротрофных микроорганизмов (КОЕ) в дерново-подзолистой почве (полевой опыт) при внесении оксадиксила

Оксадиксил (доза)	КОЕ, млн/г почвы (среднее значение ± стандартное отклонение, n = 5)			
	Время, сут (месяц)			
	0 (июль)	11* (июль)	27 (август)	61 (сентябрь)
0 (контроль)	76в±3	57а±1	51в±3	77а±2
300 г/га · 2 раза	95а±4	52в±1	58а±2	32в±2
НСР _{0,05}	8	3	5	4

Примечание. Величины в каждой колонке с одинаковыми буквами достоверно не различаются при P = 95% (тест Дункана однофакторного анализа ANOVA).

* Второе внесение пестицида.

В целом за весь период “жизни” пестицида в почве суждение о его потенциальной опасности для почвенных микроорганизмов можно сделать на основании сравнения изменений численности сапротрофов в почве без пестицида (контроль) и с пестицидом. В обобщающей табл. 30 показано, что в дерново-подзолистой, серой лесной, торфяной, лугово-черноземо-

Таблица 30. Достоверность изменений численности сапротрофных микроорганизмов (КОЕ) в различных почвах под влиянием пестицидов

Условия эксперимента	Наличие пестицида	КОЕ, млн/г почвы			
		Дерново-подзолистая	Серая лесная		
			Оксадиксил	3,4-ДХА	Линурон
Полевой	–	63а	нд	34а	нд
	+	59а	нд	23а	нд
	НСР _{0,05}	36		26	
Микрополевой/ тепличный	–	75а	нд	16а	14а
	+	62а	нд	16а	11а
	НСР _{0,05}	22		9	9
Лабораторный	–	87а	11а	46а	8а
	+	76а	10а	36а	8а
	НСР _{0,05}	43	8	30	9

Таблица 30. (окончание)

Условия эксперимента	Наличие пестицида	КОЕ, млн/г почвы			
		Торфяная	Лугово-черноземовидная		Краснозем
		Линурон	3,4-ДХА	ДДТ	3,4-ДХА
Полевой	–	293a	нд	нд	нд
	+	287a	нд	нд	нд
	НСР _{0,05}	222			
Микрополевой/ тепличный	–	242a	нд	61a	нд
	+	249a	нд	58a	нд
	НСР _{0,05}	87		28	
Лабораторный	–	нд	87a	65a	46a
	+	нд	64a	58a	55a
	НСР _{0,05}		109	71	10

Примечание. Величины в колонке с одинаковыми буквами для каждого условия опыта отдельно достоверно не различаются при $P = 95\%$; нд означает отсутствие данных.

видной почвах и красноземе внесение фунгицида оксадиксила, гербицида линурона, инсектицидов ГХЦГ и ДДТ, а также метаболита пестицидов (3,4-ДХА) в концентрациях, не превышающих рекомендованные для практики дозы, не вызывало изменений численности сапротрофных микроорганизмов в целом за весь период “жизни” пестицида в почве. Иными словами, колебания численности сапротрофов в почве под действием пестицида в целом не превышают природные, или сукцессионные.

Следует отметить также, что численность микроорганизмов, образующих колонии на агаризованной среде, составляет менее 1% от всех почвенных микроорганизмов (Paul, Clark, 1989). Поэтому численность сапротрофных микроорганизмов, принимающих участие в деградации многих пестицидных соединений, хотя и дает ответ о происходящих перестройках в микробном сообществе, является далеко не полной. В связи с этим изучение изменений в содержании общей микробной биомассы почв под действием пестицидов может дать дополнительную оценку их воздействия.

IV.2. ВЛИЯНИЕ ПЕСТИЦИДОВ НА МИКРОБНУЮ БИОМАССУ ПОЧВ

Биомасса почвенных микроорганизмов (преимущественно бактерии и грибы) является важным компонентом почв и может служить хорошим индикатором многих изменений в ней, в том числе и под действием антропогенных факторов (Jenkinson, 1977; Diaz-Ravina et al., 1988; Wardle, 1992; Martens, 1995). Исследователи отмечают изменение содержания микробной биомассы в почвах под действием пестицидов, и это зависит, по их мнению, от химического соединения, его концентрации и физико-химических свойств почвы (Jenkinson, Powlson, 1976; Johnen, Drew, 1977; Fournier et al., 1992; Perucci, Scarponi, 1994). Так, фунгицид беномил и гербициды (изопротурон, симазин, динотерб) в концентрациях лишь в 10 раз больше, чем рекомендуемые для практики дозы, вызывали уменьшение микробной биомассы (метод СИД) на 10–50% (Harden et al., 1993). В другой работе применили высокие концентрации 2,4-Д и пиклорама (200 мкг/г), но было отмечено лишь кратковременное угнетение субстрат-индуцированного дыхания почвы (Wardle, Parkinson, 1991). Другими исследователями было показано, что влияние 2,4-Д (Biederbeck et al., 1987), глифосата (Stratton, Stewart, 1992), пентахлорфенола (Salminen, Haimi, 1996), беномила, хлорфенвинфоса и альдикарба (Hart, Brokes, 1996) на микробную биомассу почв и/или субстрат-индуцированное дыхание было незначительным или недостоверным. Применение атразина (5 и 50 мкг/г) также не вызывало изменений в содержании микробной биомассы, оцениваемой как СИД, так и фумигационно-инкубационным методами (Ghani et al., 1996).

Принимая во внимание неоднозначность влияния различных пестицидов на микробную биомассу почв, а также отсутствие информации об изменении содержания микробной биомассы за весь период “жизни” пестицида, в том числе и в различных почвах, мы обобщили собственные экспериментальные результаты.

Внесение фунгицида металаксилы вызывало, как правило, достоверное уменьшение микробной биомассы в различных почвах (табл. 31, 32). В дерново-подзолистой почве и красноземе (хвойный лес) первое уменьшение микробной биомассы было отмечено примерно через неделю после внесения металаксилы, которое продолжалось примерно в течение почти полного исчезновения пестицида. Причем при высокой концентрации металаксилы (10 мг/кг) было большее ингибирование микробной биомассы, чем при низкой (1 мг/кг). В других экосистемах краснозема (пастбище) достоверное уменьшение биомассы под влиянием фунги-

Таблица 31. Динамика микробной биомассы (МБ) дерново-подзолистой почвы после внесения металаксил (22 °С, 60% ПВ)

Металаксил, мг/кг	МБ, мкг С · г ⁻¹ (среднее ± стандартное отклонение, n = 6)		
	Инкубация, сут		
	0	8	24
0 (контроль)	334а±30	500а±58	440а±45
1	321а±5	327в±34	337а±12
10	337а±17	305в±9	363а±47
НСР _{0,05}	40	78	76

Металаксил, мг/кг	МБ, мкг С · г ⁻¹ (среднее ± стандартное отклонение, n = 6)		
	Инкубация, сут		
	50	71	116
0 (контроль)	351а±36	220а±12	217а±8
1	244в±9	193в±9	219а±18
10	231в±30	186в±7	174в±10
НСР _{0,05}	55	19	26

Примечание. Величины с разными буквами в каждой колонке достоверно различаются при P = 95% (тест Дункана однофакторного анализа ANOVA).

цида было отмечено на 21 и 35-е сутки инкубации, а на пашне – угнетение биомассы не было отмечено (табл. 32).

Влияние гербицида пропахлора на микробную биомассу краснозема было кратковременным (табл. 33). Причем в хвойном лесу оно было спустя сутки после его внесения, а на пастбище и пашне – лишь на 7-е сутки. А в почве дубового леса изменение микробной биомассы под влиянием пропахлора не было отмечено за весь период его “жизни” в почве. Поэтому есть основание полагать, что наиболее продолжительное по времени ингибирующее влияние пестицидов на микробную биомассу будет в почве с ее низким содержанием.

Обработка почвы фунгицидом азовитом (полевой эксперимент) приводила к достоверному и продолжительному уменьшению микробной биомассы дерново-подзолистой почвы (табл. 34). Инсектицид ГХЦГ и гербицид линурон также вызывали уменьшение содержания микробной биомассы в серой лесной и лугово-аллювиальной почвах соответственно (табл. 35, 36). Причем вы-

Таблица 32. Динамика микробной биомассы (МБ) краснозема разных экосистем (шт. Джорджия, США) после внесения металаксилы (22 °С, 60% ПВ)

Металаксил, мг/кг		МБ, мкг С · Г ⁻¹ (среднее ± стандартное отклонение, n = 6)					
		1	7	15	21	35	48
		Инкубация, сут					
0	534a±31	675a±44	639a±8	583a±16	728±67	695a±47	
10	566a±19	559в±46	515в±26	495в±34	640a±17	498±34	
НСР _{0,05}	59	102	44	61	111	93	
<i>Лес (сосна)</i>							
0	980a±6	1248a±379	1152a±79	1047a±30	1322a±44	нд	
10	1058a±99	988a±32	1108a±78	863в±75	1096в±44	нд	
НСР _{0,05}	159	610	178	130	196		
<i>Пастбище</i>							
<i>Пашня</i>							
0	817a±33	788a±42	865a±38	929a±239	808a±29	761a±32	
10	907a±116	752a±22	813a±25	715a±33	772a±35	747a±33	
НСР _{0,05}	194	76	73	386	73	73	

Примечание. Величины с разными буквами в каждой колонке для каждой экосистемы отдельно достоверно различаются при P = 95% (тест Дункана однофакторного анализа ANOVA); нд означает отсутствие данных.

Таблица 33. Динамика микробной биомассы (МБ) краснозема разных экосистем (шт. Джорджия, США) после внесения пропахлора (22 °С, 60% ПВ)

Экосистема	Пропахлор, мг/кг	МБ, мкг С · г ⁻¹ (среднее ± стандартное отклонение, n = 6)		
		Инкубация, сут		
		1	7	9
Лес (дуб)	0	2723a±241	2286a±57	2105a±45
	10	2470a±45	2247a±154	2152a±44
	НСР _{0,05}	394	263	101
Пастбище	0	795a±79	992a±77	755a±117
	10	770a±54	788в±2	682a±38
	НСР _{0,05}	153	123	197
Агро	0	650a±18	691a±21	609a±81
	10	559a±63	618в±31	499a±35
	НСР _{0,05}	105	61	141
Лес (сосна)	0	630a±27	634a±60	619a±147
	10	518±42	518±31	521a±63
	НСР _{0,05}	80	108	257

Примечание. Величины с разными буквами в каждой колонке для каждой экосистемы отдельно достоверно различаются при P = 95% (тест Дункана однофакторного анализа ANOVA).

Таблица 34. Динамика микробной биомассы (МБ) дерново-подзолистой почвы после внесения азовита (полевой эксперимент)

Азовит, мг/кг	МБ, мкг С · г ⁻¹ (среднее ± стандартное отклонение, n = 6)			
	Время, сут (месяц)			
	0 (июль)	14 (июль)	54 (август)	90 (сентябрь)
0	354a±76	179a±16	83a±1	83a±6
10	252a±16	111в±22	51в±5	53в±14
НСР _{0,05}	124	44	8	25

Примечание. Величины с разными буквами в каждой колонке достоверно различаются при P = 95% (тест Дункана однофакторного анализа ANOVA).

Таблица 35. Динамика микробной биомассы (МБ) серой лесной почвы после внесения ГХЦГ (22 °С, 60% ПВ)

ГХЦГ, мг/кг	МБ, мкг С · г ⁻¹ (среднее ± стандартное отклонение, n = 6)						
	Инкубация, сут						
1	5	8	15	33	79	130	
0	366в±10	378а±36	369а±11	358а±36	425а±22	347а±7	297а±13
4	386ав±18	370а±21	354в±15	289в±59	303в±9	288в±10	221в±3
40	399а±23	143в±18	118с±6	97с±10	108с±12	46с±1	34с±3
НСН _{0,05}	22	32	14	50	19	8	10

Примечание. Величины с разными буквами в каждой колонке достоверно различаются при P = 95% (тест Дункана однофакторного анализа ANOVA).

Таблица 36. Динамика микробной биомассы (МБ) лугово-аллювиальной почвы после внесения линурона (22 °С, 60% ПВ)

Линурон, мг/кг	МБ, мкг С · г ⁻¹ (среднее ± стандартное отклонение, n = 6)					
	Инкубация, сут					
5	8	15	33	74	130	
0	160в±7	148а±8	139а±7	185в±7	144а±13	119а±6
5	190а±22	152а±9	136а±7	201а±19	151а±9	118а±7
50	179ав±22	147а±4	106в±16	122с±8	112в±14	90в±8
500	127с±13	100в±3	103в±13	92д±10	46с±8	56с±7
НСР _{0,05}	21	8	14	14	14	9

Примечание. Величины с разными буквами в каждой колонке достоверно различаются при P = 95% (тест Дункана однофакторного анализа ANOVA).

Таблица 37. Динамика микробной биомассы (МБ) дерново-подзолистой почвы после внесения глифосата (22 °С, 60% ПВ)

Глифосат, мг/кг	МБ, мкг С · г ⁻¹ (среднее ± стандартное отклонение, n = 6)					
	Инкубация, сут					
	1	3	6	9	16	34
0	236с±9	167с±5	229а±8	199в±10	227а±8	173с±4
6	289в±6	186в±18	282а±77	195в±7	192±17	203в±12
60	307а±9	209а±11	278а±48	228а±8	226а±21	263а±11
НСР _{0,05}	10	15	65	10	20	12

Примечание. Величины с разными буквами в каждой колонке достоверно различаются при P = 95% (тест Дункана однофакторного анализа ANOVA).

Таблица 38. Динамика микробной биомассы (МБ) дерново-подзолистой почвы после внесения 2,4-Д (22 °С, 60% ПВ)

2,4-Д, мг/кг	МБ, мкг С · г ⁻¹ (среднее ± стандартное отклонение, n = 6)					
	Инкубация, сут					
	1	3	6	9	16	34
0	236с±9	167с±5	229а±8	199в±10	227а±8	173в±4
2	269а±6	261а±13	246ав±32	233а±17	204в±7	219а±4
20	258в±8	228в±12	273а±22	190в±18	206в±10	216а±8
НСР _{0,05}	10	13	28	19	10	7

Примечание. Величины с разными буквами в каждой колонке достоверно различаются при P = 95% (тест Дункана однофакторного анализа ANOVA).

Таблица 39. Достоверность изменения микробной биомассы (МБ) почв под действием пестицидов за период их разложения

Наличие пестицида	МБ (мкг · С г ⁻¹) / пестицид (мг/кг почвы)			
	Дерново-подзолистая			
	Металаксил (10)	Оксадиксил (10)	Глифосат (6)	2,4-Д (2)
–	344а	230а	205а	205а
+	266а	224а	224а	239а
НСР _{0,05}	111	114	40	36

Наличие пестицида	МБ (мкг С · г ⁻¹) / пестицид (мг/кг почвы)			
	Серая лесная		Краснозем	
	Глифосат (6)	2,4-Д (2)	Металаксил (10)	Пропахлор (10)
–	292а	292в	828а	650а
+	316а	363а	785а	559а
НСР _{0,05}	81	32	83	115

Примечание. Величины в каждой колонке с одинаковыми буквами не различаются достоверно при Р = 95%.

сокие концентрации этих пестицидов оказывали наиболее ингибирующий эффект на микробную биомассу исследованных почв.

Менее персистентные соединения (глифосат и 2,4-Д) даже способствовали возрастанию микробной биомассы дерново-подзолистой почвы (табл. 37, 38). Причем высокая концентрация, например, глифосата вызывала и значительное увеличение биомассы.

Дополнительные результаты изменений микробной биомассы почв (дерново-подзолистая, серая лесная, лугово-аллювиальная) под влиянием пестицидов (оксадиксил, прометрин, ГХЦГ, линурон, металаксил, глифосат, 2,4-Д) и их различных концентраций в лабораторных, полевых и тепличных экспериментах приведены в Приложении 4.

Таким образом, персистентные пестициды (металаксил, оксадиксил, азовит, ГХЦГ, линурон, прометрин) оказывали, как правило, ингибирующее влияние на микробную биомассу почв.

Таблица 40. Достоверность изменения микробной биомассы (МБ) под действием разных концентраций пестицидов в серой лесной (ГХЦГ, глифосат, 2,4-Д) и лугово-аллювиальной (линурон) почвах

Пестицид (мг · кг ⁻¹ почвы)	МБ (мкгС · г ⁻¹)	Пестицид (мг · кг ⁻¹ почвы)	МБ (мкгС · г ⁻¹)
<i>ГХЦГ</i>		<i>Глифосат</i>	
0	363a	0	292в
4	316a	6	316в
40	135в	60	397a
НСР _{0,05}	91	НСР _{0,05}	79
<i>Линурон</i>		<i>2,4-Д</i>	
0	149a	0	292в
5	158a	2	363a
50	126a	20	346a
500	87		
НСР _{0,05}	35	НСР _{0,05}	44

Примечание. Величины в колонке с одинаковыми буквами для каждого пестицида отдельно достоверно различаются при P = 95%.

Менее персистентные гербициды оказывали слабое отрицательное влияние на микробную биомассу (пропахлор) или даже способствовали ее увеличению (глифосат, 2,4-Д). Кроме того, влияние пестицида на микробную биомассу зависело от его концентрации; чем она больше, тем более выражено отрицательное (уменьшение) или положительное (увеличение) влияние пестицида. Продолжительность влияния зависела от пестицидного соединения и биогенности почвы (уровень микробной биомассы).

Ингибирование микробной биомассы почв в присутствии пестицидов можно объяснить, по-видимому, токсичностью исходного соединения и его метаболитов. Можно полагать, что влияние пестицидов на почвенные микроорганизмы, по-видимому, будет ограничено сроком “жизни” пестицида. Так, изменения микробной биомассы в исследуемых почвах с пестицидом в целом за весь период его “жизни”, как правило, не превышают природные сукцессионные изменения в контроле (табл. 39). Только в серой лесной почве с 2,4-Д увеличение микробной биомассы было достоверным по сравнению с контролем (без 2,4-Д).

Высокая концентрация персистентных пестицидов (ГХЦГ, линурон) способна существенно снижать микробную биомассу почв и в целом за период “жизни” поллютанта (табл. 40). Од-

нако высокая концентрация неперсистентных пестицидов (глифосат, 2,4-Д) способна вызывать достоверное увеличение микробной биомассы почв, в том числе за период “жизни” гербицида. Таким образом, изменения микробной биомассы под действием пестицида могут служить индикаторным показателем такого рода антропогенного воздействия на почвенные микроорганизмы.

IV.3. ВЛИЯНИЕ ПЕСТИЦИДОВ НА ДЛИНУ МИЦЕЛИЯ МИКРОСКОПИЧЕСКИХ ГРИБОВ В ПОЧВЕ

Микроскопические грибы являются важнейшим и весомым компонентом почвенных микроорганизмов (Мирчинк, 1988). Среди химических средств защиты растений большую долю занимают фунгициды (Мельников, Кожевников, 1991), в том числе и системные фунгициды (Мельников, Мильштейн, 1986; Список..., 1992). Фунгициды нарушают биосинтез эргостерина в патогенных грибах, воздействуя на структуру и проницаемость их мембран, ингибируют образование хитина и синтеза белка (Мельников, Мильштейн, 1986). Очевидно, что непатогенные почвенные микроскопические грибы могут быть нецелевым объектом применяемых в сельском хозяйстве фунгицидов (Жданова, Васильевская, 1982).

Мы исследовали поведение и влияние на почвенные микроорганизмы новых фунгицидов оксадиксила (Оксазолидиноны, 1992) и азовита (Авт. свид., 1986; 1988) в дерново-подзолистой почве. Сведения о влиянии этих пестицидных соединений на почвенные микроскопические грибы отсутствуют (Ананьева и др., 1992, 1995). Обработка дерново-подзолистой почвы оксадиксидом приводила к достоверному уменьшению длины (на 1 и 16-е сутки) только светлоокрашенного мицелия (табл. 41). Длина темноокрашенного и суммарного грибного мицелия не изменялась под влиянием даже высокой концентрации оксадиксила (10 мг/кг).

В условиях полевого эксперимента (содержание оксадиксила в почве после обработки картофеля составляло около 0,3 мг/кг) длина светло- и темноокрашенного грибного мицелия в почве с оксадиксидом не отличалась от контрольной (табл. 42). И только в условиях тепличного эксперимента, где содержание оксадиксила было почти в 40 раз больше, чем в полевом, отмечено уменьшение длины светло- и темноокрашенного грибного мицелия на 1 и 20-е сутки соответственно (табл. 43). Следовательно, низкая концентрация оксадиксила (0,3 мг/кг) не оказывала влияния на длину микроскопического мицелия, а высокая (10 мг/кг и более)

Таблица 41. Динамика длины грибного мицелия (ДГМ) дерново-подзолистой почвы после внесения оксадиксила (22 °С, 60% ПВ)

Мицелий	Оксади- ксил, мг/кг	ДГМ, м/г почвы (среднее значение ± стандартное отклонение, n = 3)			
		Инкубация, сут			
		1	5	9	16
Светло- окрашенный (СВ)	0	5,0a±1,7	1,7a±2,0	2,4a±1,3	2,9a±1,1
	1	3,6ав±1,1	0,8a±0,4	3,2a±2,7	0,7в±0,7
	10	1,2в±0,9	3,5a±4,3	3,1a±2,2	1,0в±0,3
	НСР _{0,50}	2,5	5,5	4,3	1,5
Темно- окрашенный (ТМ)	0	11,2a±3,4	6,1a±0,5	5,3a±1,1	5,5a±2,2
	1	8,4a±1,4	5,6a±2,3	7,0a±1,8	6,2a±1,7
	10	9,5a±3,2	5,7a±2,5	5,1a±1,3	8,2a±1,6
	НСР _{0,50}	5,6	4,0	2,9	3,7
Суммарный (СВ + ТМ)	0	16,3a±4,9	7,9a±2,2	7,7a±0,6	8,3a±3,3
	1	12,1a±2,5	6,5a±2,1	10,3a±4,0	6,9a±1,1
	10	10,7a±4,1	9,2a±3,2	8,1a±3,4	9,1a±1,7
	НСР _{0,50}	7,9	5,1	6,1	4,5

Мицелий	Оксади- ксил, мг/кг	ДГМ, м/г почвы (среднее значение ± стандартное отклонение, n = 3)			
		Инкубация, сут			
		30	55	89	125
Светло- окрашенный (СВ)	0	2,5a±1,1	3,3a±1,0	2,3a±1,6	2,8a±0,8
	1	3,2a±1,2	2,4a±1,0	4,4a±2,9	2,6a±0,1
	10	1,3a±1,6	3,4a±1,5	3,4a±2,5	1,2a±1,8
	НСР _{0,50}	2,7	2,4	4,8	2,3
Темно- окрашенный (ТМ)	0	5,5a±1,1	5,5a±1,1	8,4a±1,9	6,1ав±2,1
	1	6,0a±1,4	5,5a±1,0	7,2a±3,5	3,9в±0,4
	10	7,0a±1,5	6,5a±1,1	7,1a±1,2	9,5a±4,1
	НСР _{0,50}	2,7	2,2	4,8	5,3
Суммарный (СВ + ТМ)	0	8,0a±2,2	8,8a±2,1	10,7a±3,3	8,9a±2,7
	1	9,2a±1,1	7,8a±0,1	11,5a±2,5	6,5a±0,4
	10	8,4a±3,1	10,2a±2,5	10,5a±3,2	10,7a±3,8
	НСР _{0,50}	4,6	3,8	6,1	5,4

Примечание. Величины с одинаковыми буквами для каждого вида мицелия отдельно достоверно не различались при P = 95%.

Таблица 42. Динамика длины грибного мицелия (ДГМ) дерново-подзолистой почвы после внесения оксадиксила (полевой эксперимент)

Мицелий	Оксадиксил, г/га*	ДГМ, м · г ⁻¹ почвы (среднее значение ± стандартное отклонение, n = 3)			
		Время, сут (месяц)			
		0 (июль)	11 (июль)	27 (август)	61 (сентябрь)
Светлоокрашенный (СВ)	0	2,9а±1,5	3,8а±1,8	2,5а±0,9	2,5а±0,7
	300 · 2	2,7а±0,5	2,2а±0,5	1,2а±1,8	0,9а±0,6
	НСР _{0,05}	2,5	3,0	3,2	1,6
Темноокрашенный (ТМ)	0	5,7а±2,0	6,1а±0,6	4,8а±1,1	4,5а±0,8
	300 · 2	6,9а±2,4	6,3а±1,0	4,1а±1,2	4,7а±0,9
	НСР _{0,05}	5,0	1,9	2,7	1,9
Суммарный (СВ + ТМ)	0	8,6а±2,5	9,9а±1,3	7,3а±1,7	7,0а±1,0
	300 · 2	9,7а±2,1	8,5а±1,0	5,3а±1,0	5,6а±1,3
	НСР _{0,05}	5,3	2,6	3,2	2,6

Примечание. *Первая и вторая обработки оксадиксилом были в июле; величины с одинаковыми буквами для каждого вида мицелия отдельно достоверно не различались при P = 95%.

– приводила к сокращению длины мицелия. Причем светлоокрашенный мицелий подвергался большему влиянию оксадиксила, чем темноокрашенный.

Другой фунгицид (азовит) оказывал также ингибирующее влияние на микроскопический мицелий дерново-подзолистой почвы (табл. 44). Достоверное уменьшение (примерно в два раза) суммарного мицелия было отмечено даже спустя два и три месяца после обработки почвы фунгицидом. Длина светло- и темноокрашенного мицелия была также достоверно меньше в почве с фунгицидом (на 90 и 13, 54-е сутки соответственно).

Таким образом, фунгициды оксадиксил и азовит оказывали существенное и продолжительное влияние на длину светло- и темноокрашенного мицелия микроскопических грибов дерново-подзолистой почвы. Ингибирующее влияние фунгицидов было бльшим при его высокой концентрации.

Динамические наблюдения длины грибного мицелия в почве с фунгицидами свидетельствовали об его изменении. Уменьшение длины грибного мицелия в почве с оксадиксилом было более

Таблица 43. Динамика длины грибного мицелия (ДГМ) в дерново-подзолистой почве после внесения оксидкисла (тепличный эксперимент)

Оксидкисл (12 мг/кг · 2 раза)		ДГМ, м · г ⁻¹ почвы (среднее значение ± стандартное отклонение, n = 3)				
		1	15	20*	30	59
		Время, сут				
-	8,1±2,1	3,1±1,5	1,6±0,6	3,5±1,6	2,1±1,9	1,7±0,1
+	2,9±0,3	3,8±1,7	1,8±0,1	1,7±1,3	1,6±0,2	1,4±0,8
НСР _{0,05}	3,4	3,7	1,0	3,2	3,1	1,3
<i>Светлоокрашенный (СВ)</i>						
-	10,5±1,3	6,8±1,9	10,0±0,8	5,5±1,2	5,9±0,9	4,5±0,2
+	10,0±1,2	10,1±0,3	6,2±1,1	5,4±0,7	5,2±2,0	3,9±0,8
НСР _{0,05}	2,8	3,1	2,2	2,2	3,5	1,3
<i>Темноокрашенный (ТМ)</i>						
-	18,6±1,2	9,8±2,9	11,5±0,7	9,0±1,2	8,0±2,7	6,3±0,2
+	12,9±1,4	14,0±1,6	8,0±1,1	7,2±1,7	6,8±1,9	5,4±1,5
НСР _{0,05}	3,0	5,3	2,2	3,4	5,3	2,4
<i>Суммарный (СВ + ТМ)</i>						

Примечание. Величины в каждой колонке (для светлоокрашенного, темноокрашенного и суммарного мицелия отдельно) с одинаковыми буквами достоверно не различаются при P = 95% (тест Дункана однофакторного анализа ANOVA); * вторая обработка.

Таблица 44. Динамика длины грибного мицелия (ДГМ) дерново-подзолистой почвы после внесения азотита (полевой эксперимент)

Мицелий	Азотит, г/га	ДГМ, м · г ⁻¹ почвы (среднее значение ± стандартное отклонение, n = 3)			
		Время, сут (месяц)			
		0 (июнь)	13 (июль)	54 (август)	90 (сентябрь)
Светло-окрашенный (СВ)	0	7,9а±1,0	7,7а±4,0	11,3а±2,6	17,5а±1,6
	250	6,9а±1,4	11,9а±4,3	7,5а±2,0	7,4в±1,5
	НСР _{0,05}	2,8	9,4	5,2	3,6
Темно-окрашенный (ТМ)	0	4,6а±0,6	10,9а±1,8	7,2а±0,2	2,6в±0,7
	250	4,9а±0,8	5,9в±1,1	3,4в±1,4	4,6а±0,6
	НСР _{0,05}	1,7	3,5	2,2	1,5
Суммарный (СВ + ТМ)	0	12,5а±1,0	18,6а±3,8	18,5а±2,4	20,1а±1,0
	250	11,9а±0,6	17,9а±3,3	10,8в±1,5	12,0в±1,0
	НСР _{0,05}	1,9	8,0	4,5	2,3

Примечание. Величины с одинаковыми буквами для каждого вида мицелия отдельно достоверно не различались при P = 95%.

Таблица 45. Достоверность изменения длины грибного мицелия (ДГМ) дерново-подзолистой почвы под действием фунгицидов

Мицелий*	Наличие пестицида	ДГМ (м · г ⁻¹ почвы)/условия			
		Оксадиксил			Азотит
		Полевые	Теплич-ные	Лабораторные	Полевые
СВ	-	2,9а	3,3а	2,8а	11,1а
	+	1,7а	2,2а	2,6а	8,4а
	НСР _{0,05}	1,3	2,4	1,2	6,3
ТМ	-	5,3а	7,2а	6,7а	6,3а
	+	5,5а	6,8а	6,2а	4,8а
	НСР _{0,05}	1,8	3,3	1,8	4,5
СВ + ТМ	-	8,2а	10,5а	9,5а	17,4а
	+	7,2а	9,0а	8,8а	13,2а
	НСР _{0,05}	3,1	5,1	2,3	5,7

Примечание. * См. обозначения в табл. 44; величины с одинаковыми буквами в каждой колонке для каждого типа мицелия и опыта отдельно не различаются достоверно при P = 95%.

кратковременным, чем с азовитом. Однако изменения длины грибного мицелия в почве с пестицидом в целом за период его “жизни” не были достоверными (табл. 45). Следовательно, можно считать, что изменения в грибном сообществе под действием исследуемых фунгицидов и их концентраций в основном соизмеримы с природными.

В итоге под влиянием пестицидов в почве происходили изменения численности сапротрофных микроорганизмов, содержания микробной биомассы и длины мицелия микроскопических грибов. Пестициды, концентрация которых в почве не превышала рекомендованные для практики дозы, оказывали кратковременное, в основном ингибирующее, влияние на исследуемые почвенно-микробиологические показатели. Микробная биомасса почв, определяемая методом субстрат-индуцированного дыхания, является наиболее чувствительным показателем влияния пестицидов на почвенные микроорганизмы. За период “жизни” пестицида в почве и при концентрациях, не превышающих существенно рекомендованные для практики дозы, изменения в микробном сообществе в основном сопоставимы с природными. Однако высокие концентрации пестицидов могут вызывать долговременные и глубокие изменения в микробном сообществе.

ПРОГНОЗИРОВАНИЕ САМООЧИЩЕНИЯ ПОЧВ ОТ ПЕСТИЦИДОВ

“Природу побеждают,
только повинясь ее законам”.

Френсис Бэкон (1561–1626)

На современном этапе подходы для прогнозирования самоочищения природной среды от пестицидов заключаются в поиске показателей ее биологической активности, позволяющих рассчитать с большей долей вероятности временной интервал полного исчезновения поллютанта. Необходимость умения проводить такие экстраполяции очевидна и объясняет интерес правительственных организаций, особенно в развитых странах, к разработке методологии оценки поведения большого количества загрязняющих веществ в окружающей среде (Schmidt et al., 1983; Lewis et al., 1983; Соколов, 1984; Fate of pesticides and chemicals in the environment, 1992). Мировой арсенал только химических средств защиты растений насчитывает около 900 активных соединений, скомбинированных в 60 тыс. препаратов, из них более 300 разрешено для применения в России (Калоянова-Симеонова, 1980; Список..., 1992). Учитывая широкий спектр применяемых пестицидов, огромное разнообразие почвенных условий, а также ограниченную возможность их химического определения в объектах окружающей среды, очевидна необходимость поиска, обоснования и использования показателей, по которым можно было бы достаточно эффективно и быстро судить о самоочищающей способности различных почв от пестицидов, в том числе и с целью прогнозирования.

Накопление экспериментального материала о значениях констант скоростей исчезновения различных пестицидов в различных типах почв позволяет сделать суждение о временном интервале, за который произойдет почти полное самоочищение этих почв. Результаты наших многолетних исследований обобщены в табл. 46. В условиях лабораторных и микрополевых экспериментов (оптимальная влажность почвы) почти полное исчезновение линурона, ГХЦГ и ДДТ будет происходить за 0,8–2,3 года, а металаксила, 3,4-ДХА, пропа-

Таблица 46. Константа скорости (К) исчезновения пестицидов в почвах (дерново-подзолистая, серая лесная, лугово-аллювиальная, лугово-черноземовидная, сероземно-луговая, бурозем и краснозем) и период 99%-ного исчезновения (T_{99})

Параметры (интервал)	Пестицид, мг/кг почвы (60% ПВ)		
	ДДТ(10)	ГХЦГ(5)	Линурон(10)
К (сут ⁻¹)	0,0023–0,0049	0,0054–0,0155	0,007–0,014
T_{99} (сутки)	940–2002	297–853	329–658
T_{99} (годы)	2,6–5,5	0,8–2,3	0,9–1,8

Параметры (интервал)	Пестицид, мг/кг почвы (60% ПВ)		
	Металаксил (10)	3,4-ДХА (50)	Пропаклор (10)
К (сут ⁻¹)	0,0115–0,0700	0,056–0,200	0,0841–0,9058
T_{99} (сутки)	66–400	23–82	5–55
T_{99} (годы)	0,2–1,1	0,06–0,2	0,01–0,15

хлора – за 0,01–0,2 года, или 4–72 суток. При этом, если сравнить рассчитанные периоды T_{99} для изученных пестицидов с продолжительностью вегетационного периода, например, в европейской части России, который составляет 5–6 месяцев, то только 3,4-ДХА, металаксил и пропаклор способны исчезать из почвы за этот период. Самоочищение почв от линурона, ГХЦГ и ДДТ на европейской части России будет неполным ($T_{99} > 297$ суток).

Описанный подход ведет к накоплению экспериментальных данных (создание банка данных) о скорости исчезновения или персистентности определенного пестицида в почвах, но он не позволяет дать более дифференцированную оценку самоочищения различных почв от пестицидов, в том числе и почв территорий в пределах одной биоклиматической зоны. Поэтому сочетание знаний о микробиологической активности почв как основного фактора разложения пестицидов и интенсивности процесса исчезновения пестицидов в них позволит разработать стратегию прогнозной оценки самоочищения почв от пестицидов.

V.1. ПОДХОД К ПРОГНОЗИРОВАНИЮ САМООЧИЩЕНИЯ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ ОТ ПЕСТИЦИДОВ

Биодеградацию химикатов описывают с помощью кинетики Моно (Simkins, Alexander, 1985), Михаэлиса-Ментен (Pfaender, Bartholomew, 1982) и их производных (Brunner, Focht, 1984; Larson, 1984; Schmidt et al., 1985). Для описания биодеградационной кинетики пестицидов в окружающей среде наиболее приемлемо использование кинетики псевдопервого порядка, согласно которой скорость биодеградации прямо пропорциональна его концентрации (Schrimp et al., 1990):

$$C/C_0 = e^{-Kt}. \quad (1)$$

где C и C_0 – концентрация химиката в среде (C – во время T ; C_0 – исходная), K – константа скорости первого (или псевдопервого) порядка.

Уравнение (1) можно преобразовать:

$$\ln C/C_0 = -Kt \text{ или } K = (\ln C_0 - \ln C_T)/T, \quad (2)$$

где C_0 – исходное содержание химиката в среде, C_T – содержание в данный момент времени, T – время.

Зная величину K , можно рассчитать время снижения концентрации химиката в среде. Более практичное использование величины K выражено в показателе 50%-ной продолжительности “жизни” химиката (T_{50}), представляющей собой время уменьшения его массы на 50%. Математически $T_{50} = \ln(2)/K$, или $0,693/K$. Время практически полного 99%-ного (T_{99}) исчезновения химиката рассчитывают по формуле $T_{99} = 4,605/K$.

Очевидно, что расчет константы скорости исчезновения пестицида в природной среде сопряжен с химическим определением его остатков. Не стоит напоминать, что это сложная и дорогостоящая процедура не может быть широко использована в различных экологических и агрономических службах, особенно если иметь в виду количество и разнообразие используемых пестицидных соединений в сельском и лесном хозяйствах. Для выбора прогностических расчетов продолжительности “жизни” пестицида в природной среде исследователи идут по пути нахождения зависимости между скоростью деградации и каким-либо биологическим параметром среды, определение которого стандартизировано и не так трудоемко.

В исследованиях американских ученых константу скорости разложения пестицида (K) в среде выражают как функцию линейной зависимости от микробной биомассы (B), участвующей в его разложении: $K = K_B[B]$ (Paris et al., 1981, 1982; Бокман и др., 1984).

Величина K_B является константой скорости реакции второго порядка и есть некая постоянная для определенного химиката (пестицида). Зная величину K_B , можно рассчитать константу первого порядка этого химиката в любой природной среде после предварительного определения в ней общей численности микроорганизмов. Ученые также считают, что выражением микробной биомассы в природных водоисточниках может служить численность микроорганизмов, определяемая чашечным методом на глюкозо-пептонно-дрожжевой среде. Использование такого подхода для определения константы скорости разложения химикатов в водных средах показало его перспективность. Для прогностических целей варьирование K_B в пределах одного порядка можно считать допустимым (Paris et al., 1981; 1982). Так, значения K_B для бутилового эфира, 2,4-Д, малатиона и хлорпрофама, определенные более чем в 40 водоисточниках США, имели коэффициент вариации не более 65% (Paris et al., 1981). Поэтому, располагая экспериментально полученной величиной K_B для определенного химиката или класса химикатов, можно использовать ее для расчета скорости микробного разложения этого химиката в любой другой среде с известной численностью (биомассой) микроорганизмов.

В наших экспериментах для расчета значений K_B пропанида определяли константу скорости его исчезновения первого порядка и численность сапротрофных микроорганизмов в различных природных водах, территориально удаленных друг от друга (табл. 47). Значение K_B варьировало от 0,63 до $4,0 \cdot 10^{-11}$ л/кл/час. Коэффициент вариации среднего составил 71%, что можно считать удовлетворительным для прогнозных расчетов. Пример расчета константы первого порядка, а значит, и периода практически полного исчезновения пропанида в предполагаемых водоисточниках с различной численностью сапротрофных микроорганизмов приведен в табл. 48. Так, в воде с низким содержанием микроорганизмов константа скорости исчезновения пропанида будет меньше, а период самоочищения (T_{99}) – длиннее, чем в богатой микроорганизмами воде.

Описанный подход мы применили и для почв. В почвах с различной численностью сапротрофных микроорганизмов определяли константу скорости исчезновения первого порядка 3,4-ДХА (табл. 49). Были рассчитаны также и константы скорости второго порядка, значения которых оказались близкими. Коэффициент вариации K_B для 3,4-ДХА составил 11%. Поэтому можно использовать значение K_B для прогнозных расчетов исчезновения 3,4-ДХА в любой другой почве с известной численностью сапротрофных микроорганизмов.

**Таблица 47. Константы скорости исчезновения
первого (К) и второго (K_B) порядков пропанида (1 мг/л),
численность сапротрофных микроорганизмов (КОЕ)
в воде различных водоисточников
(22 °С, инкубация 100–280 часов)**

Водоисточник (место отбора)	КОЕ, млрд/л	К, час ⁻¹	$K_B \cdot 10^{-11}$, л/КОЕ/час
Пруд (США, г. Афины)	6,8	0,107	1,57
Озеро (Краснодарский кр., пос. Белозерный)	3,6	0,074	2,05
Пруд (Московская обл., д. Грызлово)	3,3	0,053	1,60
Р. Ока (Московская обл., г. Пущино)	3,1	0,050	1,61
Озеро (Московская обл., д. Тульчино)	1,1	0,036	3,27
Озеро (Московская обл., г. Пущино)	0,7	0,028	4,00
Р. Ока (Московская обл., д. Тульчино)	1,0	0,018	1,80
Озеро (Московская обл., д. Селино)	1,6	0,010	0,63
Среднее			2,07±1,48

**Таблица 48. Прогнозные параметры (К и T_{99}) исчезновения
пропанида (1 мг/л) в воде с различной численностью
сапротрофных микроорганизмов ($K_B = 2,07 \cdot 10^{-11}$ л/КОЕ/час)**

Водоисточник (номер)	КОЕ, млрд/л	К, час ⁻¹	T_{99} , сут (интервал)
1	0,4	0,00828±0,00592	23,2(36,7–104,5)
2	4,0	0,0828±0,0592	2,3(1,3–8,1)

Экспериментально полученные значения K_B для пропанида и 3,4-ДХА варьировали в пределах одного порядка, что позволяет их использовать для прогнозного расчета скорости исчезновения в любой природной воде или почве, определив для этого только численность сапротрофов на питательной среде стандартного состава.

Таблица 49. Константы скорости исчезновения 3,4-ДХА (50 мг/кг) первого (K) и второго (K_B) порядков в различных почвах

Почва	Эко-система	КОЕ, млн/г почвы	K , сут ⁻¹	$K_B \cdot 10^{-9}$, г/КОЕ/сут
Лугово-черноземовидная	Лес	124	0,200	1,6
Краснозем	Лес	85	0,140	1,6
Лугово-черноземовидная	Агро	44	0,084	1,9
Серая лесная	Агро	25	0,056	2,2
Среднее				1,8±0,2

Таким образом, предложенный подход определения или расчета продолжительности “жизни” пестицида в почве или воде на основе использования значения константы второго порядка может быть применен для прогноза и моделирования пестицидов и химикатов в окружающей среде. Для таких расчетов необходимо иметь банк данных о значениях K_B определенного пестицида или химиката. Однако предварительное накопление и создание банка данных значений K_B для различных пестицидов может быть основным недостатком этого подхода для прогностической оценки самоочищения почв. Кроме того, численность сапротрофных микроорганизмов, являясь мериллом микробной биомассы, участвующей в разложении химиката, не дает полного представления об активности микроорганизмов, а также является лишь малой частью биомассы почвы или воды. Отсюда использование только показателя численности сапротрофных микроорганизмов может затруднить дифференцированную оценку самоочищения от пестицидов, и в первую очередь почв.

V.2. СВЯЗЬ МЕЖДУ СКОРОСТЬЮ РАЗЛОЖЕНИЯ ПЕСТИЦИДА И БИОГЕННОСТЬЮ ПОЧВЫ

Поиск взаимосвязи между скоростью разложения пестицидов в почве и ее биогенностью давно привлекает внимание специалистов и экспертов по охране окружающей среды (Boethling et al., 1989; Sharabi, Bartha, 1993; Dorfler et al., 1996). Известно, что определение пестицидов в почве требует дорогостоящего оборудования и других материально-технических затрат. Не случайно из 1800 новых химикатов, регистрируемых Агентством по охране

окружающей среды США (EPA US), лишь 2% имеют сведения о скоростях их микробной деградации в окружающей среде, а значит, ее самоочищении (Steen, Collette, 1989). Поэтому интерес исследователей к возможным менее дорогостоящим и ресурсосберегающим оценкам, а также к моделированию и прогнозированию самоочищающей способности природной среды через ее микробиологические показатели не ослабевает. Задача заключается в поиске, изучении и обосновании показателя или показателей микробиологической активности природной среды, которые бы коррелировали со скоростью деградации пестицидного соединения и тем самым позволяли бы оценить ее самоочищающую способность.

Отсюда и важность исследований о возможной корреляционной связи между скоростью деградации пестицида в почве и ее микробной активностью. Известно, что биологическую активность почв можно оценить по скорости базального (в англоязычной литературе – basal, или фонового, дыхания почвенных микроорганизмов (Torstensson, Stenstrom, 1986; Vanhala, Ahtianen, 1994), а также по величине их микробной биомассы (Wardle, 1992). Кроме того, один из современных методов определения общей микробной биомассы почвенных микроорганизмов основан на измерении скорости выделения CO_2 почвой, обогащенной питательным субстратом, например глюкозой, который получил название физиологического, или респирометрического, метода, или метода субстрат-индуцированного дыхания (в англоязычной литературе – substrate-induced respiration, SIR) (Anderson, Domsch, 1978).

Исследованию взаимосвязи между величиной микробной биомассы, базальным дыханием и скоростью исчезновения пестицидов в почве посвящено не так много экспериментальных работ (Anderson, 1984; Walker et al., 1989; 1992; Mueller et al., 1992; Bolan, Baskaran, 1996; Voos, Groffman, 1997). В них было показано, что скорость разложения пестицидов (флуометурон, алахлор, хлорсульфурон, метсульфурон, 2,4-Д, дикамба) положительно коррелировала с микробной биомассой и дыханием почвы. Однако есть и утверждение, что не существует никакой корреляции между активной и общей микробной биомассой почвы и разложением в них пестицидов 2,4-Д и атразина (Entry et al., 1994; 1996; Ghani et al., 1996).

Наши исследования были сфокусированы также на поиске возможной корреляции между микробиологической активностью почвы и скоростью исчезновения пестицида в ней (Jones, Ananyeva, 2001). В качестве параметров микробной активности почвы были выбраны скорости базального (БД) и субстрат-индуцированного дыхания (СИД). Величина СИД явля-

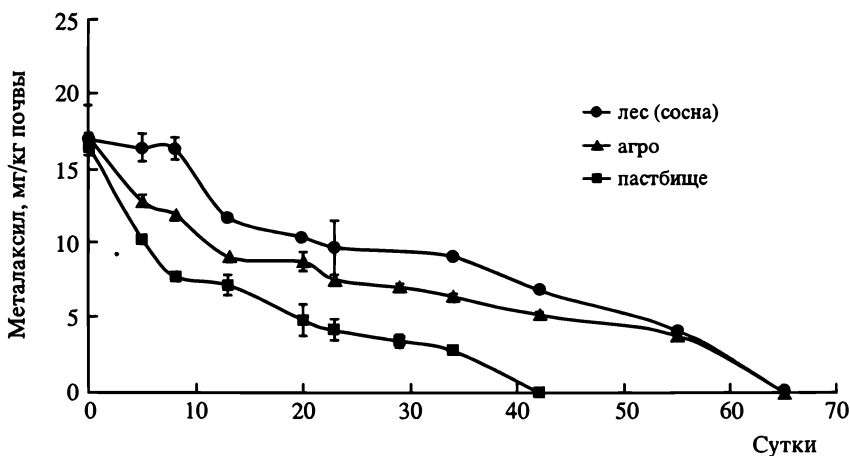


Рис. 15. Динамика исчезновения металаксил в красноземе разных экосистем (шт. Джорджия, США)

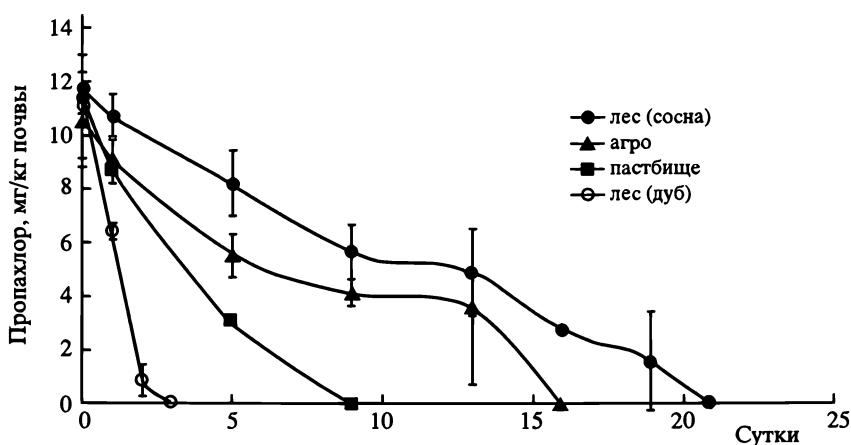


Рис. 16. Динамика исчезновения пропахлора в красноземе разных экосистем (шт. Джорджия, США)

ется мерилем микробной биомассы почв (Anderson, Domsch, 1978; Ананьева и др., 1993). Краснозем разных экосистем обработали фунгицидом металаксиллом и гербицидом пропахлором (отдельно) и провели одновременное измерение динамики исчезновения пестицидов и скоростей базального и субстратиндуцированного дыхания в образцах этой почвы. На рис. 15, 16 представлена динамика исчезновения металаксилла и пропахлора

Таблица 50. Соответствие между константой скорости исчезновения металаксила ($K_{мет}$) и субстрат-индуцированным (СИД) и базальным (БД) дыханиями краснозема разных экосистем (22 °С, 60% ПВ)

Экосистема	$K_{мет}$, сут ⁻¹ (среднее)	Скорость дыхания, мкг С-СО ₂ · г ⁻¹ почвы · час ⁻¹	
		СИД	БД
Пастбище	0,0700 а (21)*	12,50 а (15)	4,94 а (15)
Пашня	0,0371 в (27)	9,57 в (18)	3,45 в (18)
Лес (сосна)	0,0193 с (24)	6,63 с (18)	3,22 в (18)
НСР _{0,05}	0,012	0,94	0,49

Примечание. Величины в колонке с разными буквами достоверно различаются при P = 95%; * в скобках – число измерений.

Таблица 51. Соответствие между константой скорости исчезновения пропахлора ($K_{пр}$) и субстрат-индуцированным (СИД) и базальным (БД) дыханиями краснозема разных экосистем (22 °С, 60% ПВ)

Экосистема	$K_{пр}$, сут ⁻¹ (среднее)	Скорость дыхания, мкг С-СО ₂ · г ⁻¹ почвы · час ⁻¹	
		СИД	БД
Лес (дуб)	0,9068 а (6)*	25,82 а (9)	5,84 а (9)
Пастбище	0,2676 в (6)	9,24 в (9)	4,25 в (9)
Пашня	0,1143 в (9)	6,91 в (15)	3,40 в (15)
Лес (сосна)	0,0841 в (12)	6,42 в (18)	2,92 в (18)
НСР _{0,05}	0,21	3,20	1,38

Примечание. Величины в колонке с разными буквами достоверно различаются при P = 95%; * в скобках – число измерений.

хлора в красноземе разных экосистем (22 °С, 60% ПВ). В стерильных почвах разложение пестицидов не было обнаружено на протяжении 20 и 45 суток для пропахлора и металаксила соответственно. Экспериментально установлено, что полное исчезновение, или время “жизни”, металаксила в почвах происходило на 42–65-е, а пропахлора на 3–21-е сутки.

В табл. 50, 51 показано соответствие между респирометрической активностью почвы (СИД и БД) и константой скорости ис-

чезновения металаксила (K_{met}) и пропахлора (K_{pr}). Достоверно высокие значения K_{met} в почве пастбища соответствовали достоверно высоким значениям СИД и БД. Достоверно низкие значения K_{met} в почве соснового леса соответствовали достоверно низким значениям СИД и БД. Соответствие между K_{met} и базальным дыханием в отличие от K_{met} и СИД в экосистемах исследуемой почвы было неполным (табл. 50). В красноземе четырех экосистем наиболее высокая скорость исчезновения пропахлора была в лиственном лесу, где обнаружили также высокие значения СИД и БД (табл. 51). Почвы пастбища, пашни и хвойного леса имели низкие значения K_{pr} и дыхательной активности по сравнению с почвой лиственного леса.

Линейная регрессия между константой скорости (K) и БД, а также K и СИД проиллюстрирована на рис. 17, 18. Коэффициент детерминации (R^2) для регрессионного уравнения K_{met} и СИД составил 0,69 и 0,83 для металаксила и пропахлора соответственно. Коэффициент детерминации между K_{met} и БД был меньше и составил 0,53 и 0,79 для металаксила и пропахлора соответственно. Следовательно, зависимость между скоростью исчезновения пестицида в почве и величиной субстрат-индуцированного дыхания была более тесной, чем между K и базальным дыханием почвы.

Не только микробиологические, но и физико-химические свойства почвы могут оказывать влияние на скорость исчезновения (персистентность) пестицидов в почве (Alexander, 1980). Уравнения множественного регрессионного анализа между значениями констант скоростей и свойствами изученной почвы (рН, $C_{орг}$ и содержание глинистых частиц) представлены в табл. 52. Наиболее существенными факторами, оказывающими влияние на величину K металаксила и пропахлора, были значения СИД, БД и $C_{орг}$. Вклад фактора СИД в дисперсию K_{met} и K_{pr} был выше по сравнению с вкладом фактора БД. Вклад факторов "содержание глинистых частиц" и "значение рН" в дисперсию K металаксила и пропахлора был незначительным и недостоверным. В табл. 53 приведены значения коэффициентов корреляции между экспериментальными значениями K и СИД, K и БД. Связь между измеряемыми показателями (K и СИД, K и БД), выраженную через коэффициенты регрессии (прогнозные характеристики), возрастала с учетом других свойств почвы и была наиболее существенно улучшена для K и СИД + $C_{орг}$, чем для K и БД + $C_{орг}$.

Следовательно, с помощью полученных регрессионных уравнений, описывающих взаимосвязь величин K и СИД, можно будет прогнозировать или рассчитать скорость исчезновения пестицида (металаксила и пропахлора) в любой другой почве, в которой предварительно надо измерить содержание микробной биомассы методом СИД.

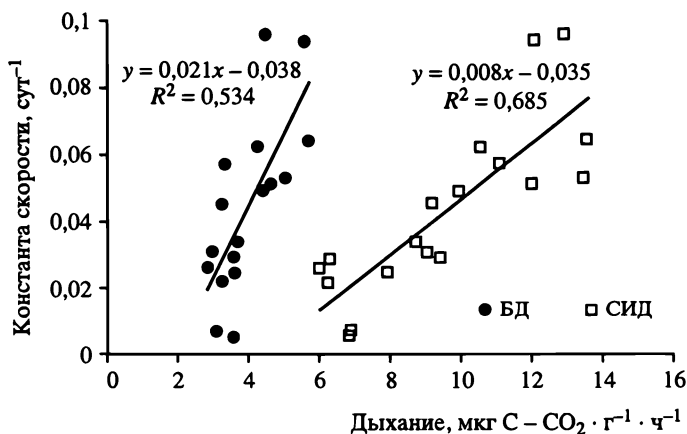


Рис. 17. Линейная регрессия между константой скорости исчезновения металаксила и скоростью базального (БД) и субстрат-индуцированного (СИД) дыхания краснозема (лес-сосна, пастбище и пашня)

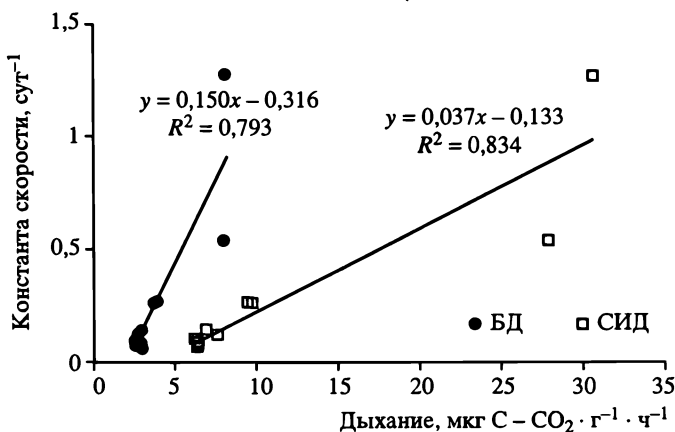


Рис. 18. Линейная регрессия между константой скорости исчезновения пропахлора, скоростью базального (БД) и субстрат-индуцированного (СИД) дыхания краснозема (лес-сосна, лес-дуб, пастбище и пашня)

В исследованиях других ученых сообщалось о хорошем соответствии между микробной биомассой, измеряемой фумигационным методом, и трансформацией пестицидов 2,4-Д (Volan, Baskaran, 1996), атразина, диазинона и карбофурана (Levanon et al., 1994). Другие исследователи сделали вывод о том, что уменьшение деградации метрибузина в нижних горизонтах почвы соответствовало низкой численности почвенных бактерий и

Таблица 52. Множественный регрессионный анализ между константами скорости исчезновения металаксилла ($K_{\text{мет}}$) и пропахлора ($K_{\text{пр}}$) и свойствами почвы (СИД, БД, $C_{\text{орг}}$, pH и содержание глинистых частиц)

Пестицид	Дыхание почвы	Уравнение регрессии	Вклад СИД и БД в дисперсию K, %	
			Дыхание	$C_{\text{орг}}$
Металаксил	СИД	$K_{\text{мет}} = 0,002 (\text{СИД}) - 0,06 (C_{\text{орг}}) + 0,1$ ($R^2 = 0,77$, $P = 95\%$)	68	9
	БД	$K_{\text{мет}} = 0,0003 (\text{БД}) - 0,09 (C_{\text{орг}}) + 0,1$ ($R^2 = 0,73$, $P = 99,9\%$)	55	18
Пропахлор	СИД	$K_{\text{пр}} = 0,21 (\text{СИД}) - 1,73 (C_{\text{орг}}) + 12,02$ ($R^2 = 0,96$, $P = 99,9\%$)	88	9
	БД	$K_{\text{пр}} = 0,27 (\text{БД}) + 1,88$ ($R_2 = 0,80$, $P = 95\%$)	80	нд

Примечание. нд – недостоверно; R^2 – коэффициент детерминации множественной регрессии.

грибов, определяемой чашечным методом (Moogman, Harper, 1989). Соответствие между микробной биомассой почв и исчезновением 2,4-Д и дикамбы в почвах обнаружено и другими учеными (Voos, Groffman, 1997). Шведские исследователи нашли тесную положительную корреляцию между дыханием почвы, измеряемую поглощением кислорода, и константой скорости исчезновения линурона ($r = 0,97$) и глифосата ($r = 0,85$) в пахотных и лесных почвах (Torstensson, Stenstrom, 1986). Английскими исследователями также найдена тесная положительная корреляция между константой скорости исчезновения алахлора и микробной биомассой, определяемой фумигационным методом ($r = 0,91$), и базальным дыханием ($r = 0,86$) в различных почвах (Walker et al., 1992). Кроме того, ранее ими же было показано, что между микробной биомассой (фумигационный метод) и константой скорости трансформации хлорсульфурона ($r = 0,70$) и метилметсульфурона ($r = 0,76$) существует корреляционная зависимость (Walker et al., 1989). Американскими исследователями была показана тесная положительная корреляция между скоростью исчезновения гербицида флуометурона в различных горизонтах почвы и их микробной биомассой (фумигационный метод) и дыханием почвы (Mueller et al., 1992).

Таблица 53. Коэффициенты детерминации (R^2) и корреляции (r) между константами скорости разложения металаксил ($K_{мет}$), пропахлора ($K_{пр}$) и дыхательными параметрами (СИД, БД), содержанием органического углерода ($C_{орг}$) в красноземе разных экосистем

Свойства почвы *	Коэффициент	
	регрессии, R^2 (прогноз)	корреляции, r (эксперимент)
<i>Металаксил</i>		
БД	0,53	0,73
СИД	0,69	0,83
БД + $C_{орг}$	0,73	нд**
СИД + $C_{орг}$	0,77	нд
<i>Пропахлор</i>		
БД	0,79	0,89
СИД	0,83	0,91
БД + $C_{орг}$	0,80	нд
СИД + $C_{орг}$	0,96	нд

Примечание. * Только достоверные ($P = 95\%$) факторы; ** нд означает отсутствие данных.

В наших экспериментах показана более тесная корреляция между константой скорости исчезновения пестицида и величиной СИД, отражающей уровень микробной биомассы. Измерение СИД в качестве индикатора гетеротрофной активности почвенных микроорганизмов более предпочтительнее для таких исследований, чем измерение базального, фонового дыхания.

Однако есть и работы, где сообщается об отсутствии корреляции между минерализацией атразина и 2,4-Д, определяемой по выделению меченного ^{14}C углекислого газа из меченых по кольцу пестицидов, с какими-либо абиотическими и биотическими показателями почвы (Entry et al., 1994; Entry, Emmingham, 1996). В исследовании Гейни с соавторами (Ghani et al., 1996) также сделан вывод о том, что деградация атразина не зависит, в основном, от величины микробной биомассы. Следует заметить, что в другой работе скорость деградации ^{14}C -атразина тесно коррелировала ($r = 0,81$) с численностью атразин-деградирующих микроорганизмов в различных почвах (Jayachandran et al., 1998).

Лучшее описание корреляционной взаимосвязи между константой скорости исчезновения металаксил и пропахлора и значениями СИД и БД было при введении в множественный регрессионный анализ дополнительных свойств почвы, основным и до-

стоверным среди которых в почве исследуемых экосистем оказалось содержание органического вещества. В других работах также показано, что более тесная взаимосвязь между деградацией метазахлора, метрибузина и метаметрона с дыханием почвенных микроорганизмов была при введении в регрессионный анализ данных о содержании песка в почве и гербицида в почвенном растворе (Allen, Walker, 1987). Значительное улучшение корреляции между деградацией хлорсульфурина, метилметсульфурина и микробной биомассой было отмечено, когда было учтено и значение pH почвы (Walker et al., 1989).

Таким образом, на основании наших экспериментальных данных и трудов других авторов на почвах Новой Зеландии (Bolan, Baskaran, 1996), США (Mueller et al., 1992; Voos, Groffman, 1997), Англии (Walker et al., 1989; 1992) и Германии (Anderson, 1984) показана тесная взаимосвязь между скоростью исчезновения различных пестицидов и микробной биомассой почв, определяемой фумигационным и субстрат-индуцированным методами. Это дает основание считать, что существует корреляционная зависимость между скоростью исчезновения пестицида в почве и ее биогенностью. Найденная взаимосвязь позволит судить о самоочищающей способности почв от пестицидов по микробиологическому показателю, а именно – микробной биомассе. Измерение микробной биомассы в большом количестве почвенных образцов, например репрезентативно представляющих определенную территорию, может дать оценку самоочищения почв различных экосистем от пестицидов.

В итоге суждение о самоочищающей способности почв от пестицидов можно сделать по результатам одного или нескольких (динамические наблюдения) химических анализов их остатков. Для прогнозного расчета самоочищения почв от пестицидов можно использовать следующие подходы, которые основаны на применении:

- 1) константы скорости второго порядка;
- 2) регрессивных уравнений зависимости между константой скорости исчезновения (первый порядок) и микробиологическими, а также химическими показателями среды;
- 3) корреляционной зависимости между скоростью исчезновения пестицида и микробной биомассой.

ПРОСТРАНСТВЕННЫЕ АСПЕКТЫ САМООЧИЩЕНИЯ ПОЧВ ОТ ПЕСТИЦИДОВ

“...Для скоплений однородного живого вещества ... имеет значение изучение их веса, состава и энергии в связи с физико-географическими условиями их нахождения”.

В.И. Вернадский (1994, с. 192)

Подходы к оценке самоочищающей способности природной воды и почвы от пестицидов в пространственном аспекте предложены в ряде работ (Гладышев и др., 1990; Галиулин и др., 1990; Васильева и др., 1991а,б; Галиулин, Галиулина, 1994; Малкина-Пых, 1995). И только М.С. Соколовым с М.А. Глазовской (1979) и М.А. Глазовской (1979) предложена пространственная визуализация самоочищающей способности почв от пестицидов разных биоклиматических зон. В качестве показателя самоочищения почв от пестицидов была использована величина опадо-подстилочного коэффициента. Эта безразмерная величина представляет собой отношение запасов органического вещества в подстилке к растительному веществу в годовом опаде. Величина этого коэффициента отражает гидротермические условия почв, а значит, и интенсивность протекания биологических процессов и связанных с ними процессов самоочищения почв от пестицидов. Это один из известных нам примеров в научной литературе, где отражена попытка пространственного выражения самоочищения почв от пестицидов. Предложенный коэффициент удовлетворительно коррелирует с самоочищающей способностью почв больших территорий или биоклиматических зон. Однако в пределах одной биоклиматической зоны оценить самоочищающую способность почв с использованием этого коэффициента, который коррелирует с количеством солнечной энергии, затруднительно. Поэтому, исходя из взаимосвязи между скоростью исчезновения пестицидов в почве и ее микробной биомассой (метод СИД), предложена *сравнительная* оценка самоочищения почв выбранной территории по этому микробиологическому показателю. Методические трудности при осуществлении такой оценки заключались в высокой пространственной и временной вариабельности микробиологических показателей почвы (Микроорганизмы и охрана почв, 1989; Parkin, 1993). Поэтому прежде всего наши исследования были сосредоточены на изучении экологических факторов, вызывающих вариабельность почвенных микробиологических показателей.

VI.1. ВЫБОР ТЕРРИТОРИИ, КАРТОГРАФИРУЕМОГО ОБЪЕКТА, ШАГА ОПРОБОВАНИЯ, ВРЕМЕНИ И ЧАСТОТЫ ОТБОРА ПОЧВЕННЫХ ПРОБ

Деятельность микробного компонента наземных экосистем тесно связана с сохранением естественной способности природной среды к самоочищению (Никитина, 1991). Микробный компонент почвы мы будем рассматривать как объект мониторинга. Наши намерения состояли в том, чтобы продемонстрировать путь от измерения величины картографируемого объекта (микробная биомасса) до создания картосхемы территории по самоочищающей способности почв от пестицидов.

В.И. Вернадский писал: "...Очевидно, для изменяющегося во времени объекта не может быть безразличным момент, который выбирается для его учета, тем более, что эти изменения идут закономерно и повторяются периодически" (1994, с. 199).

Исследовали территорию бассейна р. Оки (Московская обл., Серпуховской р-н) площадью 1200 км² (30 × 40 км), представленную дерново-подзолистыми, серыми лесными и лугово-аллювиальными почвами. Характеристика почв района, микробиологические и химические показатели приведены в Приложениях 1 и 2. Исследуемая территория соответствовала третьей категории сложности для почвенного картирования, она покрыта лесами и имеет значительную освоенность под сельскохозяйственные угодья (Почвенная съемка, 1959).

Количество точек-пикетов территории (всего 42) для тестирования картографируемого объекта (микробная биомасса) определялось поставленной задачей, сложностью территории и возможностью полного описания ее пространственной неоднородности (Киселев, 1985; Isaaks, Srivastava, 1989). Для биогеографического картографирования территории большое внимание уделяют ландшафту и значимости внешних факторов среды в определении объекта картографирования. Исследуемая территория представляет собой ареалы бассейнов большой и малых рек (Ока и ее притоки), каждый из этих бассейнов (всего 9) был охарактеризован пикетами (рис. 19). В бассейнах малых рек (Нара, Речма, Лопасня, Таденка, Протва, Скнига, Неглядейка, Восьма) были выбраны не менее одного пикета, в бассейне большой реки (Ока) – 13. Отбор почвенных образцов в 42 точках-пикетах был осуществлен весной, летом (один год) и осенью (первый и второй годы наблюдения). Для составления компьютерной картосхемы территории использовали бланк-карту в масштабе 1 : 100 000.

Основная задача исследования состояла в установлении зависимости между объектом картографирования (микробная био-

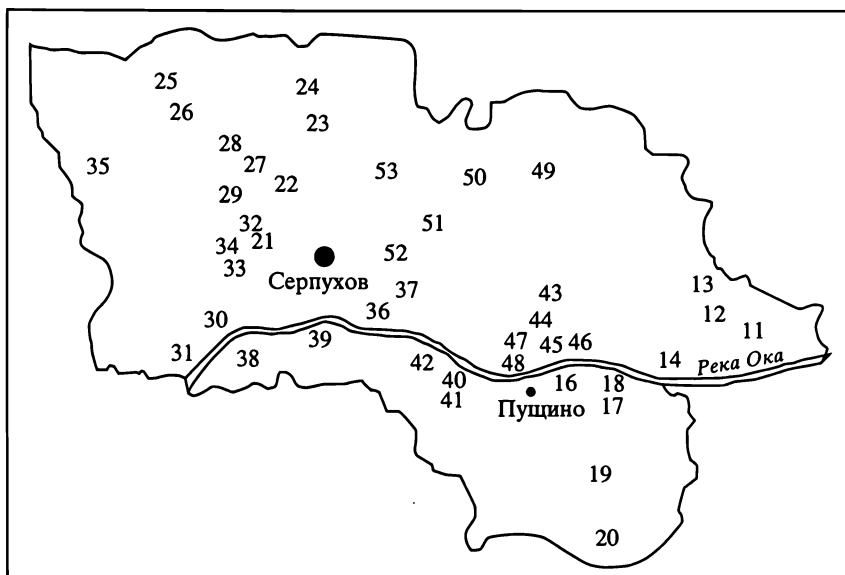


Рис. 19. Схема расположения пикетов на территории Верхнеокского бассейна (1200 км²; Московская обл.)

масса почв – МБ) и выбранными характеристиками среды для построения статистической модели. С помощью критерия Пирсона предварительно было показано, что для нескольких выборок, взятых с однородных участков, распределение анализируемой величины (МБ) соответствует нормальному. Дисперсионный анализ проводили в рамках теории общей линейной модели (Афифи, Эйзен, 1982). Многофакторный дисперсионный анализ экспериментальных данных показал влияние различных экологических факторов на изменение величины микробной биомассы почв (табл. 54). Вид землепользования оказался основным фактором, определяющим величину микробной биомассы, вклад в дисперсию составил около 70%. Наименьшие значения микробной биомассы (группа d) были обнаружены в почвах под пропашными культурами (100–250 мкг С · г⁻¹ почвы), большие (группа c) – под зерновыми и сеянными травами (250–500), а наибольшие (группы b и a) – под лугом и лесом (500–700 и > 900 мкг С · г⁻¹ почвы) соответственно (рис. 20).

Значимым фактором (после вида землепользования), влияющим на величину микробной биомассы почв, было время – сезон года, или срок отбора образцов (табл. 54). Вклад временного фактора в описанную модель дисперсию составил почти 16%. Сезонные изменения микробной биомассы довольно суще-

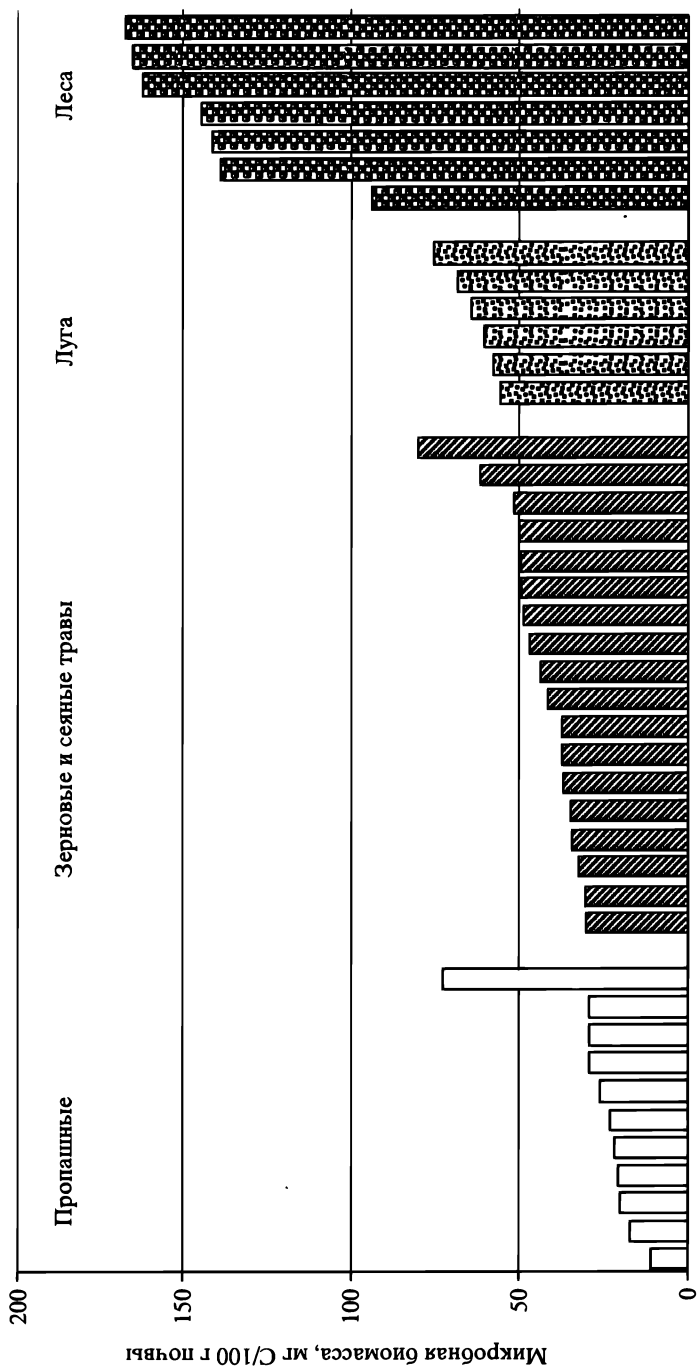


Рис. 20. Распределение значений микробной биомассы почв территории Верхнеокского бассейна

Таблица 54. Влияние экологических факторов на микробную биомассу почв территории Верхнеокского бассейна
($n = 608$, $R^2 = 0,60$)

Экологические факторы	Вклад в дисперсию, %	Значение F-распределения*	Микробная биомасса почв (группировка значений по критерию Дункана)**
Вид землепользования	70,9	203,68	Лес + лесные поляны (а) Луга (в) Зерновые и сеяные травы (с) Пропашные (в)
Срок отбора образцов	15,7	45,21	Весна (а) Осень 2-го года (в) Осень 1-го года (с) Лето (d)
Гранулометрический состав почв	5,4	15,49	Тяжелосуглинистые, супесчаные (а) Средне- и легкосуглинистые (в)
Элемент ландшафта	2,6	7,54	Склон, пойма (а) Пойма, водораздел (в) Водораздел, 1-я терраса (с)
Бассейн реки	2,1	6,13	Таденка (а) Ока (в) Нара, Восьма, Речма (с) Речма, Восьма, Неглядейка (d) Лопасня, Протва, Скнига, Неглядейка (е)
Тип почвы	3,3	9,45	Разделения на группы нет
Орошение	0	0	Разделения на группы нет

Примечание. *Уровень значимости – $\alpha = 0,0001$; ** величины микробной биомассы с разными буквами для каждого фактора отдельно различаются достоверно при $P = 95\%$.

ственны. Так, достоверно высокие значения микробной биомассы в почвах были отмечены весной, а достоверно низкие – летом. Однако различия величин микробной биомассы почвы каждого пикета в течение анализируемого периода (4 сезона) были менее значительными, чем различия между пикетами (рис. 21). К тому же различия величин микробной биомассы между пикетами сохраняются практически независимо от срока отбора образцов. Поэтому для характеристики картографируемого объекта территории (микробная биомасса) можно использовать ее средние (по срокам наблюдения) или весенние (наибольшие величины) значения. Иными словами, для характери-

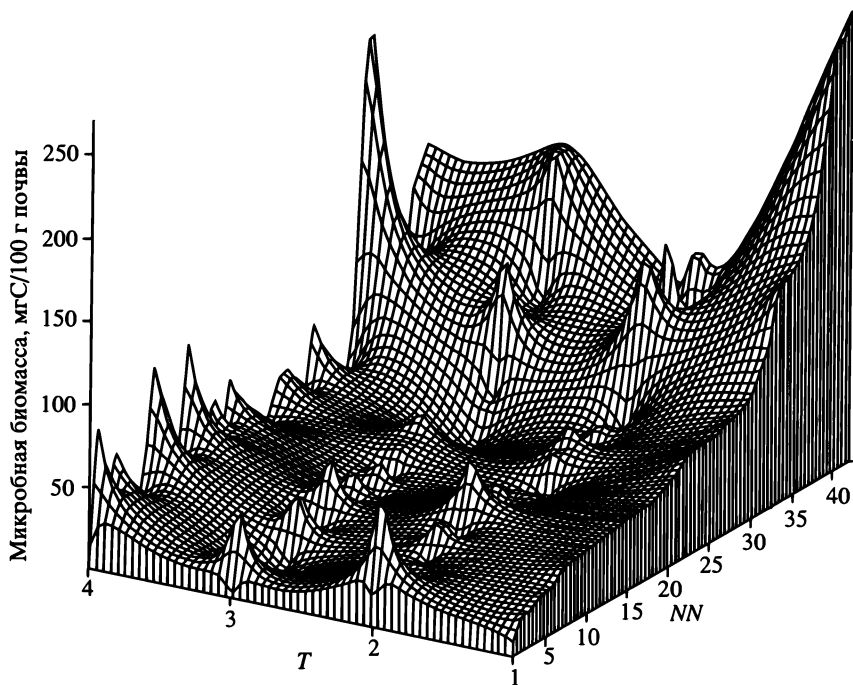


Рис. 21. Изменение микробной биомассы почв в зависимости от сезона отбора образцов (Т) на территории Верхнеокского бассейна (NN – номера пикетов)

стики почв территории правомерно отбирать образцы один раз в сезон, предпочтительно весной, до проведения агротехнических мероприятий.

Небольшое, но достоверное влияние на величину микробной биомассы оказывали факторы: *гранулометрический состав* почв (вклад в дисперсию около 5%), *элемент ландшафта* (2,6%), *приуроченность к бассейнам рек* (около 2%) и *тип почвы* (около 3%). Фактор *орошение* не оказывал влияния на дисперсию МБ.

Таким образом, основным фактором, определяющим микробную биомассу почв на территории Верхнеокского бассейна, был вид землепользования, или фактор антропогенного воздействия на почву.

Далее был проведен дисперсионный анализ взаимосвязи значений микробной биомассы как функции экологических факторов. Предложена модель описания распределения микробной биомассы, где основной классификатор (вид землепользования) включен в качестве главного эффекта или когда менее значимый классификатор был сгруппирован по более значимому (Афифи, Эйзен, 1982). Результаты анализа представлены в

**Таблица 55. Модель описания распределения величин
микробной биомассы как функции экологических факторов**
($n = 608$, $R^2 = 0,86$)

Факторы*	Вклад в дисперсию, %	Значение F-распределения	Уровень значимости для F	Примечание
Nag	87,2	538,09	0,0001	Главный эффект
T (Nag)	6,7	41,19	0,0001	Сгруппирован по фактору Nag
Land (T · Nag)	3,9	23,96	0,0001	Сгруппированы по факторам T и Nag
Mekh (T · Nag)	2,2	13,87	0,0001	

Примечание. * Nag – вид землепользования; T – срок отбора образцов; Land – элемент ландшафта; Mekh – гранулометрический состав.

табл. 55. Такая группировка факторов используется для наиболее адекватного описания распределения выбранного нами показателя – микробной биомассы. Полнота описания дисперсии величины микробной биомассы почв предложенной моделью довольно высока и составляет 86% ($R^2 = 0,86$).

Следовательно, можно полагать, что выбранные экологические факторы описывают распределение исследуемого параметра (МБ) достаточно полно. Фактор антропогенного воздействия на почву (вид землепользования) следует рассматривать как основной, влияющий на изменение величины почвенной микробной биомассы.

VI.2. ВИЗУАЛИЗАЦИЯ ПРОСТРАНСТВЕННЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ САМООЧИЩЕНИЯ ПОЧВ ТЕРРИТОРИИ

Для визуализации пространственных показателей почвы, в том числе и микробиологических, обычно используют бланк-карту территории или почвенную карту определенного масштаба, на которую в соответствии с предлагаемой легендой наносят условные обозначения или выделяют ареалы (Садовников, 1953; Цыганенко, 1967; Сорокина, 1993). Пространственное распределение картографируемого объекта можно рассматривать в качестве статистического аналога информационного метода, где вклад каждого фактора в описание дисперсии объекта есть величина содержащейся в нем информации о состоянии среды (Киселев, 1985; Козаченко, Язынина, 1991).

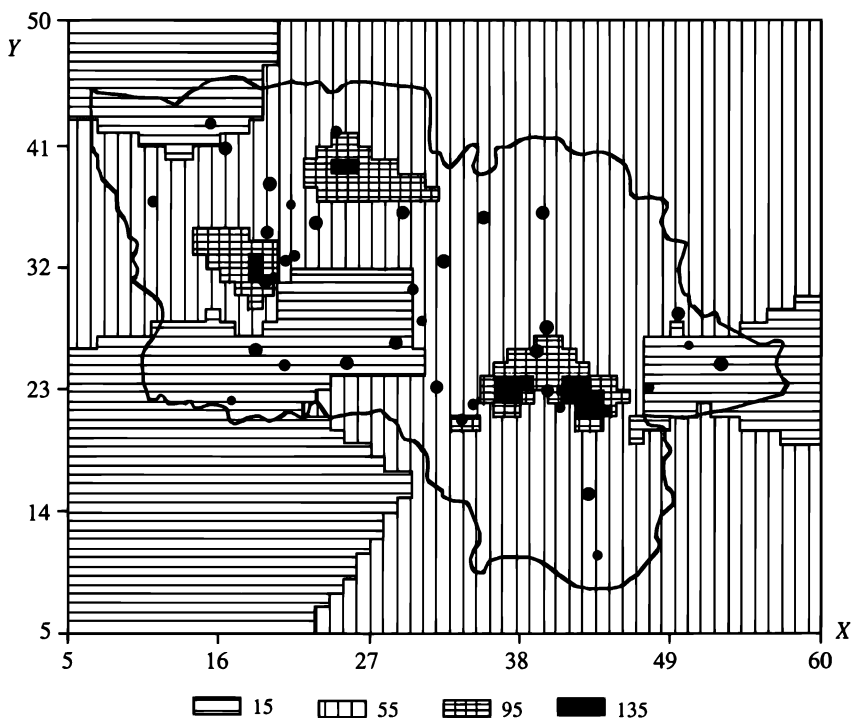


Рис. 22. Ареалы значений микробной биомассы почв (мг С/100 г) территории Верхнеокского бассейна

На основе экспериментальных значений микробной биомассы была составлена компьютерная картосхема территории, иллюстрирующая распределение почв с различным содержанием микробной биомассы (рис. 22). На основе пересчета значений биомассы в точках взятия проб на элементарную клетку картосхемы методом линейной интерполяции выделены четыре ареала их значений (SAS Institute, 1987). Первый ареал почв, где значения микробной биомассы не превышали $150 \text{ мкг С} \cdot \text{г}^{-1}$ (15 мг С/100 г), объединял в основном пахотные лугово-аллювиальные почвы. Второй выделенный ареал территории составляли почвы, микробная биомасса которых не превышала $550 \text{ мкг С} \cdot \text{г}^{-1}$. В этот ареал вошли почвы, большинство которых относят к сельскохозяйственным угодьям. Третий ареал составили почвы, биомасса которых не превышала $950 \text{ мкг С} \cdot \text{г}^{-1}$, объединял почвы лугов, а четвертый – почвы лесов и лесных полей, в которых микробная биомасса составляла от 950 до $1350 \text{ мкг С} \cdot \text{г}^{-1}$.

Распределение микробной биомассы почв территории Верхнеокского бассейна представлено также в виде трехмерного ма-

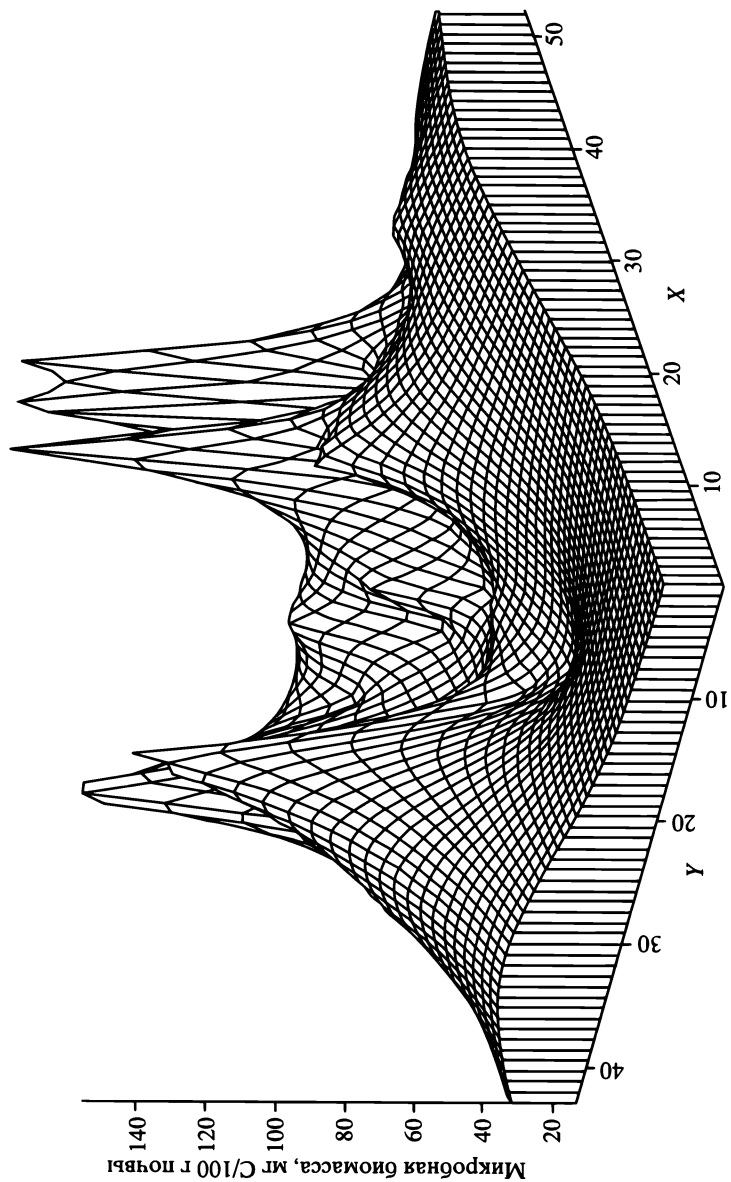


Рис. 23. Трехмерный макет распределения микробной биомассы почв территории Верхнеокского бассейна

кета (рис. 23). При построении поверхностного отклика пространственно-распределенных значений микробной биомассы методом нелинейной интерполяции использовано незначительное сглаживание макета. На рисунке наиболее высокое значение картографируемого объекта соответствовало преимущественно территории Приокско-Террасного заповедника и бассейну р. Нары. Низкое содержание микробной биомассы было в основном в пахотных лугово-аллювиальных почвах поймы р. Оки. Нами экспериментально показано, что чем выше содержание микробной биомассы в почве, тем с большей скоростью в ней будет происходить исчезновение пестицида. Иными словами, градиент микробной биомассы будет отражать самоочищающую способность почв от пестицидов.

Таким образом, предложена визуализация пространственных значений микробной биомассы почв в виде компьютерных картосхем территории. Нами показано, что содержание микробной биомассы почв, определяемой методом субстрат-индуцированного дыхания, коррелирует со скоростью исчезновения пестицидов в почве, поэтому мы можем с определенной уверенностью судить о самоочищающей способности почв этой территории от пестицидов. Поэтому есть основание заключить, что почвы леса, лесных полей и лугов, имеющие высокую микробную биомассу, будут характеризоваться и высокой самоочищающей способностью от пестицидов. В аллювиальных почвах исследуемой территории, которые находятся в интенсивном сельскохозяйственном использовании и содержат невысокую микробную биомассу, следует ожидать и медленной скорости самоочищения от пестицидов. Оценка самоочищения почв от пестицидов для территории, находящейся в пределах одной биоклиматической зоны, предложенным способом является более детальной по сравнению с оценкой на основе опадо-подстилочного коэффициента. Предложенный подход позволит провести более дифференцированную оценку самоочищения почв от пестицидов и тем самым более рационально их применять в данной климатической зоне. Предложенный подход для оценки и визуализации самоочищения почв территории может быть использован в работе экологических и агрохимических служб, а также с целью биомониторинга почв.

Глава VII

ДЛИТЕЛЬНЫЕ АНТРОПОГЕННЫЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ И МИКРОБНОЕ СООБЩЕСТВО ПОЧВЫ

“Молодую рощу шумную –
Дровосек перерубил.
То, что Господом задумано –
Человек перерешил”.

М.И. Цветаева (1917)

“Деятельность культурного человечества внесла в структуру *живой пленки*, ...которую представляет почва и населяющие ее фауна и флора, такие изменения, каких нигде не наблюдается в гидросфере... Одним из главных его проявлений является чрезмерное уменьшение лесных пространств, т.е. более мощных частей *пленки*” – так писал в первой половине прошлого века В.И. Вернадский (1994, с. 395).

По оценкам специалистов с начала XIX в. потери углерода на значительной площади (25–50%) современных пахотных почв составили 2,5–6 кг/м² (Bolin, 1977). Живая часть органического углерода почвы, микробная биомасса, является более чувствительной к различным воздействиям и нарушениям, чем органическое вещество в целом (Powlson, Jenkinson, 1981; Anderson, Gray, 1989; Wardle, 1992; Powlson, 1994). Сельскохозяйственные мероприятия в агроэкосистеме мы рассматриваем как антропогенное воздействие на почву, способное вызывать существенные изменения почвенных микробиологических показателей. Поэтому изучение изменения содержания микробной биомассы и соотношения ее основных компонентов под влиянием различных сельскохозяйственных воздействий на различных типах почв и для разных климатических зон не ослабевает (Мишустин, 1972; Звягинцев, 1976, 1978; Структура и функции..., 1982; Кураков, 1983; Doran, 1987; Follett, Schimel, 1989; Ross, 1990; Sakamoto, Oba, 1991; Campbell et al., 1991, 1992; Carter, 1991; Insam et al., 1991; Wandler et al., 1995; Паринкина, Ключева, 1995; Entry et al., 1996; Hopkins, Shiel, 1996; Perucci et al., 1997; Salinez-Garcia et al., 1997; Omay et al., 1997; Ananyeva et al., 1999).

Задача наших исследований состояла в изучении многолетней сезонной динамики микробной биомассы и ее основных компонентов, в том числе пространственной и временной вариабельности этих показателей, при длительных сельскохозяй-

зяйственных воздействиях на примере двух основных типов почв европейской части России. Уделено также внимание определению вклада эукариотных микроорганизмов в общую гетеротрофную активность почв при таком антропогенном воздействии.

VII.1. ВРЕМЕННÓЕ ВАРЬИРОВАНИЕ ПОКАЗАТЕЛЕЙ МИКРОБНОГО СООБЩЕСТВА ПОЧВЫ ПРИ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ВОЗДЕЙСТВИЯХ

Основными компонентами микробной биомассы являются микроскопические грибы и бактерии, которые можно оценить прямыми микроскопическими методами (Jordan et al., 1995), а также с использованием селективных ингибиторов (Anderson, Domsch, 1985a). Ряд исследователей указывают, что грибы являются доминантным компонентом в общей микробной биомассе почвы и составляют до 90% от ее содержания (Anderson, Domsch, 1975; Полянская и др., 1977). Почвенные микроскопические грибы принимают активное участие в разложении поступающего в почву органического материала и формировании гумуса (Мирчинк, 1988; Christensen, 1989). В научной литературе есть сведения, что сельскохозяйственные воздействия (вспашка, внесение минеральных и органических удобрений, севооборот культур) оказывают существенное влияние на микробную биомассу и соотношение в ней грибов и бактерий (Zelles et al., 1994; Bardgett et al., 1996; Lavahun et al., 1996; Полянская и др., 1977, 1995). Однако важность соотношения грибов и бактерий в микробном сообществе для понимания функционирования наземной экосистемы остается во многом неясной (Anderson, Domsch, 1975; Newell, 1992).

Кроме того, оценка изменений микробной биомассы почв при сельскохозяйственных воздействиях будет более репрезентативной с учетом временной (сезонной) изменчивости, в том числе и периода промерзания почвы (Mathes, Schriffer, 1987; Patra et al., 1990; Blet-Charandean et al., 1990; Buchanan, King, 1992; Franzluebbers et al., 1995a, b; Kaiser et al., 1995).

Наши исследования проведены на дерново-подзолистой почве (Тверская обл., экспериментальная станция Института льна) и выщелоченном черноземе (Воронежская обл., экспериментальная станция "Днепр"). Опытные площадки (90 и 225 м² для дерново-подзолистой и чернозема соответственно) были непахотными (залежь, целина) и пахотными (удобрения, севооборот, монокультура) в течение 22 и 39 лет (дерново-подзолистая и чернозем соответственно) до начала нашего наблюдения (табл. 56).

**Таблица 56. Тип почвы, химические показатели
и сельскохозяйственное воздействие
(Тверская и Воронежская обл. России)**

Почва (слой, см)	Площадка (номер)	Обработка ^а	C _{орг.} %	N _{общ.} %	pH ^б
Дерново- подзолистая (0–20)	Залежь (1)	Многолетние травы	1,70	0,10	4,5
	Контроль (2)	В, СО	0,68	0,07	4,2
	Удобрения (3)	В, СО + N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	0,65	0,07	4,1
	Навоз (4)	В, СО + навоз ₁₀	0,70	0,08	4,3
Чернозем выщелочен- ный (0–30)	Целина (5)	Многолетние травы	3,13	0,24	5,3
	Контроль (6)	В, СО	3,05	0,18	5,1
	Удобрения (7)	В, СО + N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	3,09	0,21	5,0
	Навоз (8)	В, СО + навоз ₁₂	3,10	0,22	5,2
	Контроль (9)	В, М	3,02	0,18	5,0
	Удобрения (10)	В, М + N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	3,07	0,20	4,9
	Навоз (11)	В, М + навоз ₁₂	3,09	0,22	5,1

Примечание. ^аВ – вспашка; СО – севооборот; М – монокультура; NPK – минеральные удобрения, ежегодное внесение кг/га; навоз, ежегодное внесение т/га; ^бпочва: KCl (1M) = 1:2,5.

Микробная биомасса. Значения микробной биомассы в двух исследуемых типах почв существенно варьировали в зависимости от времени года (табл. 57). Так, на залежи дерново-подзолистой почвы она изменялась от 60 до 715 (площадка 1) и от менее чем 1 до 172 мкг С · г⁻¹ на пахотных участках (площадки 2–4). В черноземе значения микробной биомассы варьировали от 110 до 539 на целине (площадка 5) и от менее чем 1 до 488 мкг С · г⁻¹ в пахотной почве (площадки 6–11). В пахотных почвах обоих типов значения микробной биомассы были в 1,5–37 раз меньше, чем в соответствующих целинных (непахотных) аналогах. Самые низкие значения микробной биомассы в двух типах почв были в холодные месяцы года: ноябрь, январь (табл. 57, рис. 24).

Средние значения микробной биомассы пахотной дерново-подзолистой почвы (площадки 2–4) были на 81–86% меньше, чем в целинном аналоге (табл. 58). Агроиспользование чернозема также привело к уменьшению микробной биомассы на 20–40 и 35–55% по сравнению с целинным аналогом для севооборота и монокультуры соответственно. Доля микробного углерода существенно уменьшается в пахотных почвах примерно в 2,3–3,5 и 1,2–2,3 раза по сравнению с целинными аналогами в дерново-подзолистой и черноземе соответственно. Следовательно, агроиспользование почв приводило к более драматическому уменьше-

Таблица 57. Сезонные изменения микробной биомассы дерново-подзолистой почвы и чернозема за три года наблюдения (1988–1990)

Почва (слой, см)	Площадка (номер) ^а	Микробная биомасса, мкг С · г ⁻¹ почвы (средние значения, n = 3)														
		1988					1989					1990				
		V	VIII	IX	X	I	IV	V	VI	VIII	IX	XI	III	IV	V	VII
Дерново-подзолистая (0–20)	1 ^b	444	–	258	715	60	226	540	448	327	–	617	381	–	211	–
	2	151	–	172	118	24	91	77	50	70	–	<1	30	–	67	–
	3	141	–	97	39	7	6	87	97	89	–	<1	12	–	18	–
	4	66	–	20	116	<1	77	146	68	87	–	113	20	–	84	–
Чернозем выщелоченный (0–30)	5 ^c	182	539	–	112	110	245	278	–	–	146	218	235	168	–	130
	6	205	458	–	24	44	261	252	–	–	23	139	27	38	–	56
	7	165	414	–	89	73	186	252	–	–	6	56	76	13	–	64
	8	211	335	–	110	183	488	148	–	–	52	243	8	19	–	100
	9	197	251	–	85	<1	101	268	–	–	35	67	162	113	–	85
	10	146	264	–	55	11	115	242	–	–	6	91	8	56	–	67
	11	76	242	–	32	41	137	292	–	–	69	207	225	103	–	94

Примечание. ^аПояснение см. в табл. 56; ^бдля площадок 1–4 и 2–4 НСР_{0,05} = 85 и 76 мкг С · г⁻¹ соответственно; ^сдля площадок 5–11 и 6–11 НСР_{0,05} = 83 и 82 мкг С · г⁻¹ соответственно; прочерк означает отсутствие измерений.

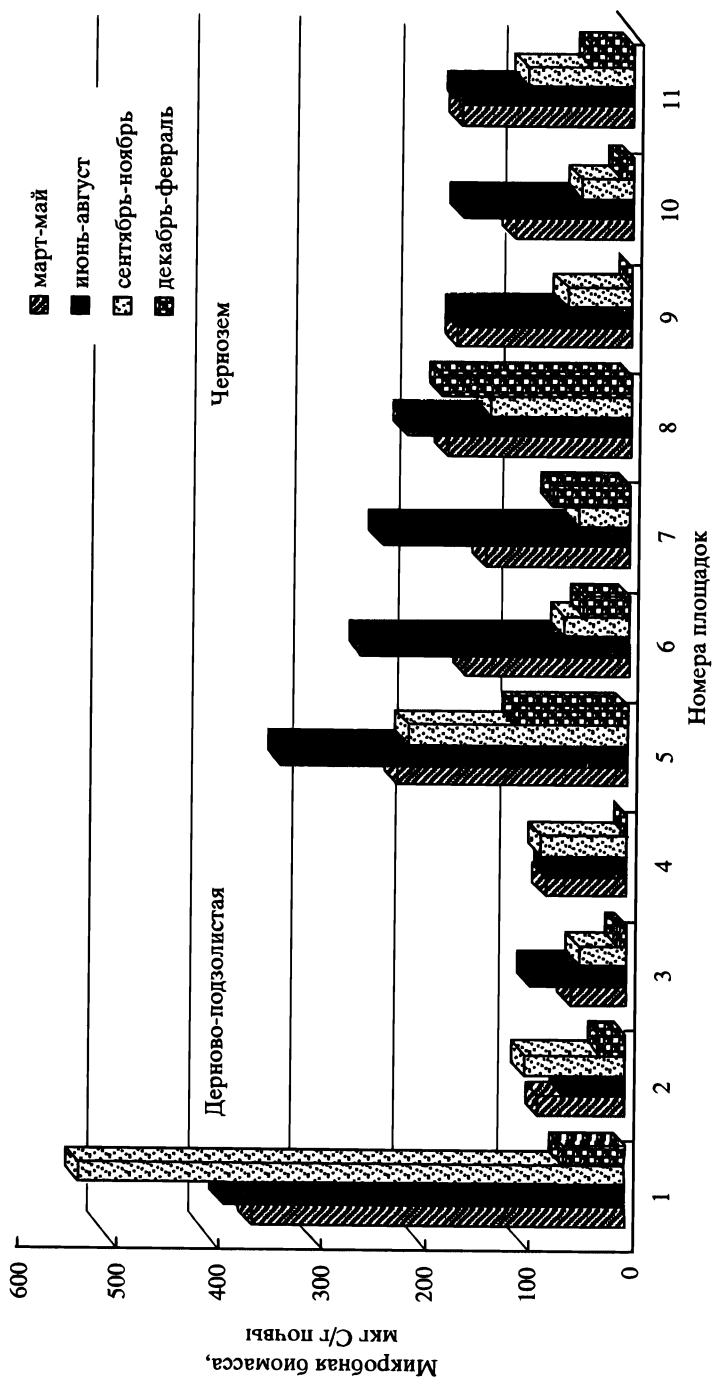


Рис. 24. Сезонное распределение микробной биомассы при различных способах обработки дерново-подзолистой почвы и чернозема:

- 1, 5 – многолетние травы;
- 2, 6 – контроль;
- 3, 7 – минеральные удобрения;
- 4, 8 – навоз;
- 9, 10, 11 – монокультура

Таблица 58. Средние значения микробной биомассы (МБ) дерново-подзолистой почвы и выщелоченного чернозема за 27 месяцев наблюдения

Площадка (номер) ^a	МБ, мкг С · г ⁻¹	С _{мик} (% от С _{орг})	
		Интервал	Среднее
<i>Дерново-подзолистая почва</i>			
Залежь (1)	384 ^b	0,5–5,9	3,2
Контроль (2)	77	0,3–3,8	1,4
Удобрения (3)	54	0,1–2,3	0,9
Навоз (4)	72	0,1–2,3	1,1
<i>Чернозем выщелоченный</i>			
Целина (5)	215 ^c	0,4–1,7	0,7
Контроль (6)	139	0,1–1,5	0,5
Удобрения (7)	127	0,1–1,3	0,4
Навоз (8)	172	0,1–1,6	0,6
Контроль (9)	124	0,1–0,9	0,4
Удобрения (10)	96	0,1–0,9	0,3
Навоз (11)	138	0,1–0,9	0,5

Примечание. ^a Пояснение в табл. 56; ^b НСР_{0,05} = 26 мкг С · г⁻¹ почвы для площадок 1–4; ^c НСР_{0,05} = 25 мкг С · г⁻¹ почвы для площадок 5–11.

нию микробной биомассы в бедной органическим веществом дерново-подзолистой почве, чем в богатом черноземе.

Длина грибного мицелия. Длина грибного мицелия (за 18 месяцев) варьировала от 1,5 до 32,2 и от 2,3 до 13,9 м · г⁻¹ дерново-подзолистой почвы на залежи и пахотных участках соответственно (табл. 59). В черноземе длина грибного мицелия варьировала от 3,2 до 18,5 и от 0 до 9,1 м · г⁻¹ на целине и пахотных участках соответственно. Наибольшая длина грибного мицелия была обнаружена на целинных участках обоих типов почв (табл. 60). На пахотных участках длина грибного мицелия была на 50–87% меньше, чем на целинных. На участках чернозема с монокультурой длина грибного мицелия была невысокой, в них отмечено достоверное (P = 95%) уменьшение светло- и темноокрашенного мицелия (до 75% сроков наблюдения) по сравнению с севооборотом культур. В исследуемых почвах длина темноокрашенного мицелия превышала светлоокрашенный в 2,6–3,6 и 5,9–10,7 раза в дерново-подзолистой почве и черноземе соответственно. Вспашка почвы привела к существенному уменьшению темноок-

Таблица 59. Сезонные изменения длины грибного мицелия в дерново-подзолистой почве и выщелоченном черноземе за два года наблюдения (1988–1989)

Почва (слой, см)	Площадка (номер) ^а	Длина грибного мицелия, м · г ⁻¹ почвы (средние значения, n = 3)												
		1988					1989							
		V	VI	VIII	IX	X	I	IV	V	VI	VII	VIII	IX	XI
Дерново-подзолистая (0–20)	1 ^b	16,9	32,2	–	7,2	23,7	1,5	20,8	19,4	25,6	–	7,7	–	11,2
	2	7,8	11,3	–	13,9	13,1	3,0	5,4	5,6	7,4	–	8,2	–	8,7
	3	2,3	9,0	–	13,6	5,8	4,2	5,6	5,9	5,6	–	4,6	–	3,7
	4	4,1	4,8	–	9,1	6,1	3,4	5,1	4,2	8,0	–	3,1	–	3,2
Чернозем	5 ^c	18,5	–	15,7	–	10,3	7,9	6,1	12,7	–	13,6	–	9,5	3,2
выщелоченный (0–30)	6	6,9	–	0,5	–	8,3	4,2	6,0	3,7	–	1,6	–	9,1	5,5
	7	5,4	–	1,4	–	1,6	3,3	3,3	2,6	–	–	–	5,3	4,3
	8	3,5	–	2,7	–	2,0	2,5	0,9	3,1	–	1,2	–	2,5	4,9
	9	2,4	–	2,0	–	2,9	1,2	1,1	1,4	–	1,0	–	1,0	0,4
	10	2,1	–	3,2	–	1,4	0,6	1,9	1,5	–	–	–	0	0,5
	11	2,0	–	4,4	–	2,4	1,7	1,3	1,2	–	0,1	–	0,1	0,9

Примечание. ^аПояснение см. в табл. 56; ^бдля площадок 1–4 и 2–4 НСР_{0,05} = 4,4 и 3,4 м · г⁻¹ почвы соответственно; ^вдля площадок 5–11 и 6–11 НСР_{0,05} = 1,5 и 1,1 м · г⁻¹ почвы соответственно; прочерк означает отсутствие измерений.

Таблица 60. Средние значения длины грибного мицелия в дерново-подзолистой почве и черноземе за 18 месяцев наблюдения

Площадка (номер) ^а	Грибной мицелий (м · г ⁻¹ почвы)			Отношение Б/А
	Общий (А + Б)	Светлоокра- шенный (А)	Темноок- рашенный (Б)	
<i>Дерново-подзолистая почва</i>				
Залежь (1)	16,6 ^б	3,6	13,0	3,6
Контроль (2)	8,4	2,4	6,8	2,8
Удобрения (3)	6,0	1,6	4,5	2,8
Навоз (4)	5,1	1,4	3,7	2,6
<i>Чернозем выщелоченный</i>				
Целина (5)	10,5 ^с	1,3	9,2	7,1
Контроль (6)	5,5	0,8	4,7	5,9
Удобрения (7)	3,5	0,3	3,2	10,7
Навоз (8)	2,8	0,4	2,3	5,7
Контроль (9)	1,5	0,2	1,3	6,5
Удобрения (10)	1,4	0,2	1,2	6,0
Навоз (11)	1,6	0,2	1,3	6,5

Примечание. ^аПояснение см. в табл. 56; ^бдля площадок 1–4 НСР_{0,05} = 1,4; 0,6 и 1,2 м · г⁻¹ почвы для общего, светло- и темноокрашенного мицелия соответственно; ^сдля площадок 5–11 НСР_{0,05} = 0,6; 0,2 и 0,6 м · г⁻¹ почвы для общего, светло- и темноокрашенного мицелия соответственно.

рашенных (в среднем в 2–3,5 и 2–8 раз) и светлоокрашенных (1,5–2,5 и 1,6–6,4 раза) грибов для дерново-подзолистой почвы и чернозема соответственно. Следовательно, агроиспользование почв (вспашка, внесение удобрений, отторжение растительного материала с урожаем) приводит к существенному уменьшению микроскопических грибов и изменению их состава.

На целинных участках двух типов почв сезонные (временные) изменения были достоверными (достоверность изменения оценивали сравнением величин предыдущего и последующего сроков при P = 95%) в 40 и 85% анализируемых сроков для микробной биомассы и длины грибного мицелия соответственно (табл. 61). Однако агроиспользование почв приводит к достоверному уменьшению сезонной вариабельности длины грибного мицелия в двух типах почв. Так, на пахотных участках достоверные изменения длины грибного мицелия были 30–40 (среднее 35) и 22–56 (среднее 39)% всех сроков наблюдения для дерново-подзолистой и чернозема соответственно. Для микробной биомассы

**Таблица 61. Временная (сезонная) вариабельность
микробной биомассы (МБ) и длины грибного мицелия (ДГМ)
при агроиспользовании почв**

Почва	Воздействие	Достоверные сезонные изменения, $\alpha = 0,05$ (% от сроков анализа)*	
		МБ (n = 15)	ДГМ (n = 13)
Дерново-подзолистая	Залежь	40	85
	Вспашка/севооборот	18	35
Чернозем	Целина	40	35
	Вспашка/севооборот	60	39

Примечание. * Достоверность временного изменения оценивали сравнением величин предыдущего и последующего сроков измерения при $P = 95\%$.

агроиспользование почв приводило к достоверному уменьшению (почти в два раза) временной вариабельности в дерново-подзолистой почве и, напротив – увеличению (в 1,5 раза) в черноземе.

Иными словами, агроиспользование почв приводит к существенным изменениям временной (сезонной) вариабельности микробной биомассы и длины грибного мицелия по сравнению с непахотными (целинными) аналогами. Временная вариабельность при агроиспользовании почв существенно *уменьшается* для грибного мицелия (в двух типах почв) и микробной биомассы (только в дерново-подзолистой почве). Агроиспользование почв является фактором, влияющим на временную (сезонную) вариабельность показателей микробного сообщества, и прежде всего ее грибной компоненты.

VII.2. АНТРОПОГЕННОЕ (СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЕ) ВОЗДЕЙСТВИЕ КАК ФАКТОР ФОРМИРОВАНИЯ МИКРОБНОГО СООБЩЕСТВА ПОЧВЫ

Для оценки антропогенного воздействия (агроиспользование) на показатели микробного сообщества почвы применили дисперсионный анализ (двух- и трехфакторный анализ ANOVA) экспериментальных данных. Обработка почвы (вспашка, севооборот, удобрения) оказалась основным фактором изменения микробной биомассы дерново-подзолистой почвы (табл. 62). Вклад этого фактора в общую дисперсию ми-

Таблица 62. Оценка вклада экологических факторов в изменение микробной биомассы дерново-подзолистой почвы и чернозема (двухфакторный анализ ANOVA)

Фактор	Число степеней свободы, df	Сумма квадратов, SS	Вклад в дисперсию, %	F-значение
<i>Дерново-подзолистая почва</i>				
Сумма	119	456,726	100	
Время (t)	9	63,090	13,8	20,471***
Обработка (tr)	3	270,517	59,2	263,329***
t · tr	27	95,725	21,0	10,353***
Ошибка	80	27,395	6,0	
<i>Чернозем выщелоченный</i>				
Сумма	131	339,899	100	
Время (t)	10	226,253	66,6	52,526***
Обработка (tr)	3	18,774	5,5	14,528***
t · tr	30	56,967	16,8	4,408***
Ошибка	88	37,906	11,1	

Примечание. ***Уровень значимости для F-распределения $\alpha = 0,001$.

кробной биомассы составил 59, а фактор времени – около 14%. В целом вклад факторов обработки (tr), времени (t) и их сочетания (tr · t) в дисперсию значений микробной биомассы дерново-подзолистой почвы составил 94%.

В черноземе основным фактором, влияющим на изменение микробной биомассы, было “время” (сезонные изменения), вклад которого был более 66% от общей дисперсии (табл. 62). Агроиспользование чернозема также влияло на изменение микробной биомассы, однако вклад этого фактора был меньше – около 5%. Вклад всех факторов (обработка, время и их сочетание) в изменение микробной биомассы чернозема составил 89% от ее общей дисперсии.

Для оценки влияния севооборота культур на микробную биомассу чернозема был проведен трехфакторный анализ ANOVA (факторы: обработка, tr; время, t и севооборот, Cr). Оказалось, что вклад фактора Cr в дисперсию микробной биомассы был несущественным (меньше 1%) и недостоверным. Вклад сочетания факторов t · tr, t · Cr и t · tr · Cr составил 8, 13 и 8% соответственно.

Итак, по результатам дисперсионного анализа временные (сезонные) изменения микробной биомассы дерново-подзолистой почвы были почти в 5 раз меньше, чем в черноземе. Однако агроиспользование оказывало наиболее существенное влияние на микробную биомассу дерново-подзолистой почвы (почти в 11 раз больше), чем чернозема.

Дисперсионный анализ значений длины грибного мицелия показал, что фактор "обработки" почвы был основным (40–50% общей дисперсии) как в дерново-подзолистой почве, так и в черноземе (табл. 63). Вклад фактора времени, или сезонных изменений, составил около 19 и 10% для дерново-подзолистой и чернозема соответственно. Суммарный вклад факторов "времени", "обработки" и их сочетания привносил более чем 90% в общую дисперсию длины грибного мицелия в обоих типах почв.

Для оценки влияния севооборота культур на длину грибного мицелия в черноземе был проведен трехфакторный анализ ANOVA (факторы: обработка, tr ; время, t и севооборот, Cr). Оказалось, что севооборот культур был существенным фактором (30% общей дисперсии), влияющим на длину грибного мицелия. Сочетание факторов $t \cdot tr$, $t \cdot Cr$, $tr \cdot Cr$ и $t \cdot tr \cdot Cr$ внесло вклад в общую дисперсию длины грибного мицелия чернозема, который составил 15, 20,8 и 6% соответственно.

Таким образом, агроиспользование почв является существенным фактором, влияющим на микробную биомассу и ее грибную компоненту. Наиболее значительное снижение микробной биомассы происходило в дерново-подзолистой почве по сравнению с черноземом. Уменьшение длины грибного мицелия и его биомассы под действием агроиспользования было в почвах обоих типов. Есть основание считать, что грибная компонента микробного сообщества почвы наиболее уязвима при сельскохозяйственном воздействии.

Изменение структуры микробного сообщества при агроиспользовании почв

Активность микробного сообщества, а также его компонентов является важнейшим показателем его функционирования. Активность прокариотных и эукариотных микроорганизмов чаще всего определяют с использованием селективных ингибиторов (Anderson, Domsch, 1975). В наших экспериментах для оценки активности грибного мицелия (субстрат-индуцированное дыхание) мы использовали коэффициент пересчета, по которому один метр грибного мицелия содержит 1,41 мкг С (плотность гиф = $1,30 \text{ г} \cdot \text{см}^{-3}$, сухой вес = $0,3 \text{ г} \cdot \text{г}^{-1}$ сырого ве-

Таблица 63. Оценка вклада экологических факторов в изменение длины грибного мицелия дерново-подзолистой почвы и чернозема (двухфакторный анализ ANOVA)

Фактор	Число степеней свободы, df	Сумма квадратов, SS	Вклад в дисперсию, %	F-значение
<i>Дерново-подзолистая почва</i>				
Сумма	119	6269,542	100	
Время (t)	9	1211,459	19,3	17,505***
Обработка (tr)	3	2476,063	39,5	107,332***
t · tr	27	1966,843	31,4	9,473***
Ошибка	80	615,177	9,8	
<i>Чернозем выщелоченный</i>				
Сумма	95	1792,125	100	
Время (t)	7	178,514	10,0	11,405***
Обработка (tr)	3	884,278	49,3	131,817***
t · tr	21	586,221	32,7	12,483***
Ошибка	64	143,112	8,0	

Примечание. *** Уровень значимости для F-распределения $\alpha = 0,001$.

са, углерод = 450 мкг · г⁻¹ сухого веса гиф), а 1 мг углерода мицелия продуцирует 58 мкг CO₂ (Beare et al., 1990). Была рассчитана биомасса грибного мицелия, а также его субстрат-индуцированное дыхание (табл. 64). На целинных участках дерново-подзолистой почвы и чернозема были отмечены высокие значения грибной биомассы и скорости общего субстрат-индуцированного дыхания. Биомасса грибного мицелия пахотных участков была примерно в 2–3 и 2–7 раз меньше, чем в целинных аналогах соответствующих почв. Вклад грибов в субстрат-индуцированное дыхание целинных дерново-подзолистой почвы и чернозема составил примерно 30%. Однако при агроиспользовании дерново-подзолистой почвы происходило увеличение доли грибов примерно в два раза в общем субстрат-индуцированном дыхании, а чернозема – уменьшение, и наиболее существенно – под монокультурой.

Итак, в целинных почвах (дерново-подзолистая, чернозем) около 70% активной биомассы может принадлежать бактериальной компоненте. Агроиспользование почв привело

Таблица 64. Грибная биомасса (ГБ) и субстрат-индуцированное дыхание (СИД) в дерново-подзолистой почве и черноземе (средние значения за 18 месяцев наблюдения)

Площадка (номер) ^a	ГБ, мгк С · г ⁻¹	СИД, мгк С-СО ₂ · г ⁻¹ · час ⁻¹		Вклад грибов в общее СИД, %
		Грибы ^b	Общее	
<i>Дерново-подзолистая почва</i>				
Залежь (1)	23,4 ^c	1,4	4,3	31
Контроль (2)	11,9	0,7	1,1	62
Удобрения (3)	8,5	0,5	0,7	68
Навоз (4)	7,2	0,4	0,8	53
<i>Чернозем выщелоченный</i>				
Целина (5)	14,8 ^d	0,9	2,6	33
Контроль (6)	7,8	0,4	1,9	24
Удобрения (7)	4,9	0,3	1,5	19
Навоз (8)	3,9	0,2	2,1	11
Контроль (9)	2,1	0,1	1,7	7
Удобрения (10)	2,0	0,1	1,3	8
Навоз (11)	2,2	0,1	1,8	7

Примечание. ^a Пояснение в табл. 56; ^b рассчитано по Beare et al. (1990); ^c для площадок 1–4 НСР_{0,05} = 2,0 мгк С · г⁻¹ для грибной биомассы, 0,1 и 0,3 мгк С-СО₂ · г⁻¹ · час⁻¹ для СИД – грибы и СИД – общее соответственно; ^d для площадок 5–11 НСР_{0,05} = 0,9 мгк С · г⁻¹ для грибной биомассы, 0,05 и 0,3 мгк С-СО₂ · г⁻¹ · час⁻¹ для СИД – грибы и СИД – общее соответственно.

к резкому увеличению активности грибной компоненты в дерново-подзолистой почве и, напротив – снижению в черноземе.

Существенное уменьшение микробной биомассы при агроиспользовании дерново-подзолистой почвы происходит, скорее всего, за счет распределения (разведения) органического материала верхнего горизонта на глубину пахотного слоя. Вспашка чернозема приводит к меньшему “разбавлению” органического вещества в пахотном слое. Другими исследователями также сообщалось о существенном уменьшении микробной биомассы под влиянием сельскохозяйственных мероприятий. Так, если в двух различных луговых почвах Германии микробная биомасса составляла 1262 и 1000 мгк С · г⁻¹, то в пахотных аналогах ее величина была в 2–5 раз (Zelles et al., 1994) и 5–7 раз (Lavahum et al., 1996) меньше соответственно. В почве прерий США микробная био-

масса достигала 564, при сеяных травах – 404–487, а при монокультуре кукурузы – всего 86–252 мкг С · г⁻¹ (Jordan et al., 1995). В пахотной почве 100 лет почве Ротамстедской опытной станции (Англия) микробная биомасса достигала 1121 кг С га⁻¹, а в пахотной (монокультура пшеницы) уменьшилась почти на 50% (Patra et al., 1990). Следовательно, как и в наших экспериментах, наиболее существенное влияние на микробную биомассу оказывает распашка почв.

Внесение минеральных и органических удобрений не вызывает таких драматических изменений в микробной биомассе, как при вспашке. Однако если применение органических удобрений (навоз) приводит в основном к увеличению микробной биомассы по сравнению с контрольной (без удобрений или только минеральные) почвой (Sakamoto, Oba; 1994; Lovell et al., 1995; Hopkins, Shiel, 1996), то влияние минеральных удобрений на микробную биомассу будет зависеть от свойств почвы, состава и дозы агрохимикатов (Srivastava, Lal, 1994; Ladd et al., 1994; Salinez-Garsia et al., 1997).

В наших исследованиях длительное антропогенное воздействие (вспашка, удобрения) привело к значительному уменьшению вклада углерода микробной биомассы в общий органический углерод дерново-подзолистой почвы и меньшему – в черноземе. В работе О. Паринкиной и Н. Ключевой (1995) было показано, что содержание углерода микробной биомассы в общем содержании органического углерода в лесной дерново-подзолистой почве было 1,7, а в пахотной – только 0,2%. В пахотной почве Англии углерод биомассы составлял 2,6, а в пахотной – 1,3–2,0% от органического углерода (LavaHum et al., 1996). При длительном агроиспользовании почв Центральной Европы (Германия) с севооборотом культур доля микробного углерода составляла 2,9, а для монокультуры – 2,3% от почвенного органического углерода (Anderson, Domsch, 1989). На делянках почв с органическими и минеральными удобрениями углерод микробной биомассы составлял 1,7, а только с минеральными – 1,4% от общего органического (Hopkins, Shiel, 1996).

В наших экспериментах на обоих типах почв длина грибного мицелия, его биомасса и доля темноокрашенных грибов уменьшается при антропогенном (сельскохозяйственном) воздействии. Известно, что темноокрашенный мицелий грибов, содержащий пигменты типа меланина, устойчив к неблагоприятным экологическим факторам, а также участвует в гумусообразовании (Мирчинк, 1988). Нами показано, что содержание темноокрашенного мицелия больше в черноземе, чем в дерново-подзолистой почве.

Общая длина грибного мицелия значительно сокращается при сельскохозяйственном воздействии. Так, в дерново-подзолистой почве Швеции длина грибного мицелия составляла в лесу 1600, а на пашне – 90–280 м · г⁻¹ (Baath, Soderstrom, 1980). В прериях Айовы (США) длина грибного мицелия была 239, а в пахотных аналогах едва достигала 20 м · г⁻¹ (Stahl, Parkin, 1996). В лесной дерново-подзолистой почве европейской части России длина грибного мицелия была 235, а в пахотном аналоге – только 10 м · г⁻¹ (Паринкина, Ключева, 1995).

Уменьшение грибной биомассы в пахотных почвах происходит в результате отторжения растительной массы с урожаем. В сельскохозяйственных почвах аккумуляция растительных остатков в 3–5 раз меньше, чем в непахотных (Титлянова и др., 1982), что происходит из-за потери гумуса и природной структуры почвы (Паринкина, Ключева, 1995).

В наших исследованиях показано, что в целинных дерново-подзолистой почве и черноземе до 70% субстрат-индуцированного дыхания приходится на долю бактериальной компоненты. Для почв Дании было показано, что вклад грибов в СИД составил 33–38% (с использованием селективных ингибиторов), подтверждая тем самым доминирующую роль бактерий в микробной биомассе (Velvis, 1997). В почвах пастбища, по сведениям Бардгета с соавторами (Bardgett et al., 1996), вклад грибов в общее СИД составил от 18 до 33%.

Однако есть и сведения о доминирующей роли грибов в общей микробной биомассе почв, составляющей от 50 до 79 (Sakamoto, Oba, 1994) и 88–99% (Полянская и др., 1995; Полянская, 1996).

Таким образом, длительное антропогенное (сельскохозяйственное) воздействие на почву может приводить к существенной перестройке в структуре и активности микробного сообщества. Эти изменения наиболее значительны в дерново-подзолистой почве, чем в более богатом органическим веществом черноземе. Изменения в структуре грибного сообщества также наиболее сильно выражены в дерново-подзолистой почве, чем в черноземе. Очевидно, что полученные сведения усиливают необходимость бережного отношения и рационального землепользования “хрупких” почв, представителем которых может быть дерново-подзолистая.

Кроме того, применение дисперсионного анализа для обработки многолетних сезонных экспериментальных показателей микробного сообщества почв в температурных условиях, близких к естественным, позволило сопоставить вклад, например, антропогенного и временного фактора в их дисперсию. Антропогенное (сельскохозяйственное) воздействие на длину грибного

мицелия и микробную биомассу существенно больше, чем их временное (сезонное) варьирование в дерново-подзолистой почве и меньше (только для микробной биомассы) – в черноземе. В богатом органическим веществом и отличительными от дерново-подзолистой почвы физико-химическими свойствами черноземе сельскохозяйственное воздействие оказывает влияние на микробное сообщество в основном через его грибную компоненту.

VII.3. ПРОСТРАНСТВЕННОЕ ВАРЬИРОВАНИЕ РЕСПИРОМЕТРИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ МИКРОБНОГО СООБЩЕСТВА ПОЧВЫ И ФАКТОРЫ, ЕЕ ОПРЕДЕЛЯЮЩИЕ (ЛОКАЛЬНЫЙ МОНИТОРИНГ)

В биодинамических исследованиях почв пространственный фактор играет существенную роль (Звягинцев, Зайцева, 1980; Звягинцев, 1987б). Пространственную вариабельность микробиологических показателей почвы можно рассматривать на четырех основных уровнях: микроуровень, площадка, поле, или элемент ландшафта, и региональный (Parkin, 1993). Изучение пространственной изменчивости микробиологических процессов в почве определяется поиском контролирующих ее факторов для более адекватной оценки в природных условиях: потоков азота (Lensi et al., 1991; Lewis, Gattie, 1991; Bramley, White, 1991; Pennock et al., 1992; Walley et al., 1996), влияния очаговой растительности на микробную биомассу (Smith et al., 1994), продуктивности агроландшафтов (Robertson et al., 1990), приемов окультуривания почв (Pennock et al., 1994; Winter, Beese, 1995), дыхания почвы (Rochette et al., 1991) и деградации пестицида карбофурана в почве (Parkin, Shelton, 1992).

Пространственную вариабельность респирометрических показателей (базальное дыхание – БД и субстрат-индуцированное – СИД) почвы оценивали на территории (42 км²), находящейся под влиянием агропромышленного комплекса. Район исследования расположен на левом берегу р. Днепра близ г. Могилева (Белоруссия) и представляет собой волнистое плато с овражно-западинными формами. Почвы представлены дерново-подзолистыми супесчаными и торфяно-болотными, некоторые химические характеристики которых представлены в Приложении 3. Экосистемы исследуемой территории условно подразделили на лесные (молодые посадки деревьев, 23% территории), луговые (луга и пастбища, 9%) и агросистемы (пахотные почвы, 53%) (табл. 65). Около 15% территории занимают хозяйственные и промышлен-

**Таблица 65. Значения базального (БД)
и субстрат-индуцированного (СИД) дыханий,
рН и органического углерода ($C_{орг}$) в дерново-подзолистых
и торфяно-болотных почвах разных экосистем
(Беларусь, Могилевская обл., 42 км²)**

Эко-система	Число пикетов	$C_{орг}$, % (интервал)	pH_{H_2O}	БД, мкг $C-CO_2 \cdot g^{-1} \cdot ч^{-1}$ Интервал (среднее)	СИД, мкг $C-CO_2 \cdot g^{-1} \cdot ч^{-1}$ Интервал (среднее)
Лес	24	0,9–7,1	3,1–5,0	1,6–10,2(4,0)	8,2–44,8(21,3)
Луг	9	0,9–25,7	4,7–6,9	1,8–11,1(5,7)	13,1–51,0(29,8)
Агро	23	0,9–16,0	3,8–6,9	0,6–9,0(2,1)	3,6–35,9(10,4)

ные постройки. Для исследования почв были выбраны 56 точек – пикетов, количество которых было репрезентативным для картографической характеристики (Почвенная съемка, 1959). На пахотных почвах было 23, лесных – 24 и луговых – 9 пикетов. Отбор почвенных образцов был проведен единовременно (начало апреля) на всей территории. Пикеты располагались в одиннадцати различных направлениях от химического комбината “Химволокно”, расположенного в центре исследуемой территории (Климат Могилева, 1982).

Производство эфирных волокон, основной продукции химкомбината (в течение 25 лет к моменту исследования почв), было отягощено выбросами в атмосферу органических веществ (около 6000 т/год). Среди них основными были метанол (около 70% всех выбросов), а также этилен-гликоль, пара-ксилол, диметиловый эфир терефталевой кислоты (ДМТ) и другие (Зименко, Маркова, 1983). Основное направление выбросов химкомбината в атмосферу совпадало с направлением ветра, а именно западным и северо-западным (в июле), западным, северо-западным и южным (в октябре).

Факторами, которые могли оказать влияние на респирометрические показатели почвы, были выбраны следующие: агроиспользование почв (тип экосистемы), направление и расстояние от источника выбросов, содержание органического вещества и рН почвы. Результаты дисперсионного анализа респирометрических данных (БД и СИД) представлены в табл. 66. Наиболее существенным фактором, влияющим на дисперсию значений базального и субстрат-индуцированного дыханий, оказался “агроиспользование”, вклад которого в описанную модель

Таблица 66. Оценка вклада экологических факторов в изменение базального (БД) и субстрат-индуцированного (СИД) дыханий почв территории АПК, Могилевская обл. ($n = 56$, $R^2 = 0,66$)

Фактор	Вклад в дисперсию, %		Значимость для F-распределения (α)		Группировки*
	БД	СИД	БД	СИД	
Агроиспользование	61,5	77,5	0,0001	0,0001	Луг (а) Лес (в) Пашня (с)
Направление от источника выбросов	19,2	13,9	0,0014	0,0055	Запад, северо-запад (а) Остальные направления (в)
$S_{орг}$	12,4	3,7	0,0682	0,4038	> 5% (а) 2–5% (в) < 2% (с)
Расстояние от источника выбросов	6,3	4,5	0,2423	0,3593	1,0–1,5; 2,0–2,5 км (а) 1,5–2,0; 2,5–3,0 км (ав) < 1 км (в)
pH	0,4	0,5	0,9904	0,8783	< 6(а) > 6(в)

Примечание. *Группировки с разными буквами для каждого фактора отдельно различались достоверно при $P = 95\%$ (тест Дункана однофакторного анализа ANOVA).

дисперсии составил почти 62 и 77% для БД и СИД соответственно. Достоверно низкие значения этих величин (группа с по критерию Дункана) были в пахотных почвах (агроэкосистема) по сравнению с природными экосистемами (группы а и в, луг и молодой лес).

Почвы западного и северо-западного направлений от источника выбросов имели высокие значения БД и СИД (группа а), а остальные направления – низкие (группа в). Вклад фактора “направление” в общую дисперсию респирометрических значений почвы не превышал 20% (табл. 66). Одно из предположений для объяснения таких различий состоит в том, что преимущественные направления ветра в этой местности (западные) уносили атмосферные выбросы комбината на восток, тем самым косвенно подтверждая негативное влияние выбросов химкомбината на респирометрические показатели почв этого направления. Кроме того, именно западная и северо-западная

части территории представлены преимущественно торфяно-болотными почвами, которые содержат много органического вещества (до 26%) и имеют высокие значения БД и СИД. Поэтому загрязнение почв, зависящее от направления от источника выбросов химкомбината, “замаскировано” более “выгодным” положением торфяно-болотных почв в ландшафте (меньшее попадание выбросов).

Содержание органического вещества в почвах оказывало влияние на изменение БД и СИД (табл. 66). Вклад этого фактора в дисперсию значений БД составлял около 12, а в СИД – только 4%, но он недостоверен при заданном уровне вероятности. Влияние таких факторов, как “расстояние” от источника выбросов и значение рН почвы, было незначительным и недостоверным.

Следовательно, существенным экологическим фактором, влияющим на изменение базального и субстрат-индуцированного дыхания почв, являлось агроиспользование (вид землепользования, или тип экосистемы). Величина СИД является наиболее чувствительным показателем агроиспользования почв по сравнению с БД. Поэтому мы использовали значения СИД в качестве картографируемого объекта исследуемой территории. На рис. 25 представлена трехмерная модель территории, отражающая пространственную вариативность субстрат-индуцированного дыхания почв, прилегающих к химкомбинату. Западная и северо-западная части территории представлены более биогенными почвами (высокие значения СИД), на которые преимущественно и не происходило попадание выбросов химкомбината. Восточное и юго-восточное направления представлены менее биогенными почвами (низкие значения СИД), на состояние которых могут влиять вредные выбросы предприятия. Можно полагать, что почвы этой части территории являются более “уязвимыми” для антропогенной нагрузки (агроиспользование, выбросы).

Кроме того, мы предлагаем визуализацию состояния почв территории с помощью компьютерной картосхемы (рис. 26). Методом линейной интерполяции пересчета значений СИД на элементарную клетку картосхемы выделены четыре ареала значений СИД. Наиболее высокие значения СИД (≥ 40 мкг $C-CO_2 \cdot g^{-1} \cdot час^{-1}$) приходились на почвы западного и северо-западного (независимо от удаленности комбината), а также северо-восточного (значительное удаление) направления. Почвы восточного, юго-восточного и северного направлений характеризовались низкими значениями СИД (≤ 10 мкг $C-CO_2 \cdot g^{-1} \cdot час^{-1}$).

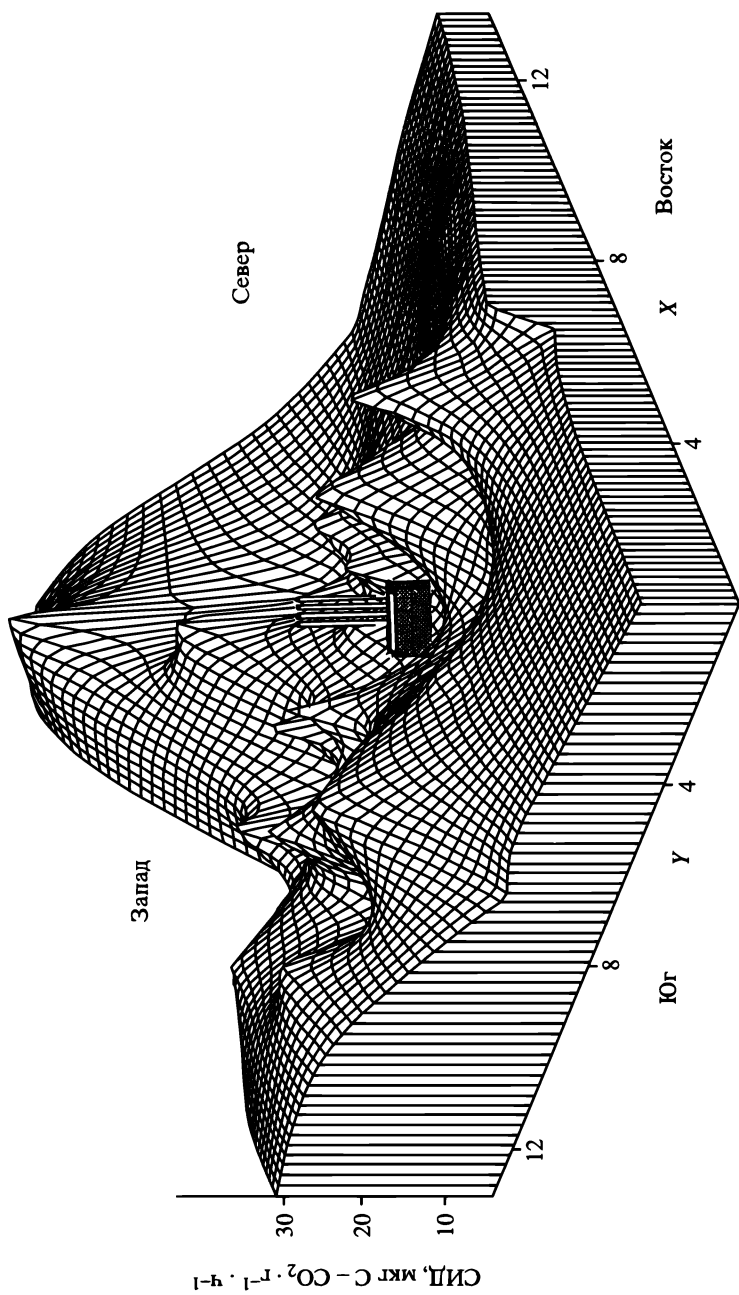


Рис. 25. Пространственное варьирование значений субстрат-индуцированного дыхания (СИД) почвы в окрестностях химкомбината (Могилевская обл.; 42 км²)

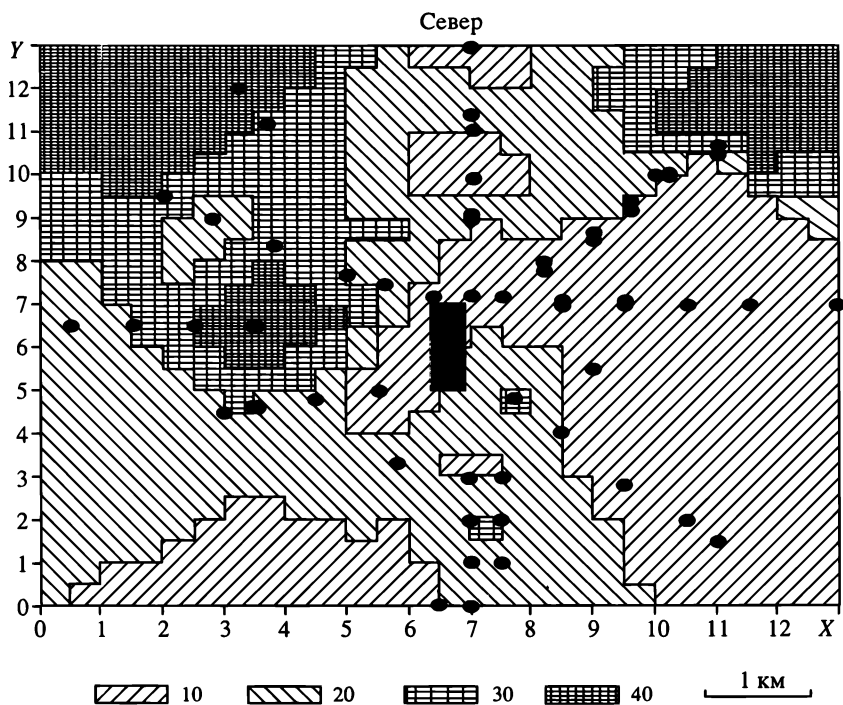


Рис. 26. Районирование территории АПК (Могилевская обл.; 42 км²): значения субстрат-индуцированного дыхания (СИД, мг С-СО₂/100 г) почвы (кружки – точки отбора образцов, прямоугольник – химкомбинат)

Таким образом, выполненные исследования почв территории, прилегающей к химкомбинату, позволили сделать заключение, что атмосферные выбросы могут оказывать влияние на их состояние (показатели БД, СИД). Однако агроиспользование почв является наиболее существенным фактором, определяющим изменения респирометрических показателей. Предложенная визуализация пространственных значений может служить докуменально-иллюстративной основой состояния исследуемой территории (Израэль и др., 1981, Добровольский, Урусевская, 1988).

Итак, в наших исследованиях пространственная вариабельность значений субстрат-индуцированного дыхания (микробная биомасса) почв территорий (Могилевская и Московская обл.) на локальном (площадь < 100 км²) и региональном (> 1000 км²) уровнях зависела в основном от их агроиспользования (вида землепользования, или экосистемы). Иными словами, пахотные почвы, имеющие более низкое содержание

микробной биомассы (метод СИД), могут быть более “уязвимыми” для антропогенных воздействий (вредные выбросы промышленного предприятия, пестициды) по сравнению с почвами природных экосистем (лес, луг).

В почвах агроэкосистем происходит значительное изменение состава, структуры и активности микробного сообщества. Антропогенное (сельскохозяйственное) воздействие является одним из наиболее существенных факторов, определяющих пространственно-временное варьирование микробиологических показателей почвы.

Глава VIII

УСТОЙЧИВОСТЬ ПОЧВ

“Легко и бледно небо голубое,
Поля в весенней дымке. Влажный пар
Врезаю я – и лезут на подвои
Пласты земли, бесценный божий дар”

И. Бунин (1903)

Изучение изменения структуры и активности микробного сообщества почв при различных воздействиях является попыткой понять функционирование природной системы и предотвратить нежелательные изменения в ней в связи с возрастающим антропогенным вмешательством. Отсюда огромный интерес к одной из актуальных проблем современной экологии – изучению, пониманию и оценке устойчивости природных экосистем к различным воздействиям – и в первую очередь антропогенным (Экосистемы в критических ситуациях, 1989). Почвы – важнейшие природные системы – несомненно обладают устойчивостью. От чего зависит их устойчивость и чем она определяется – вот те основные вопросы, которые представляют интерес не только в рамках экологической дисциплины, но и современного почвоведения (Звягинцев и др., 1976; Никитин, Никитина, 1978; Звягинцев, 1987а, б; Добровольский, 1989; 1990; Добровольский, Никитин, 1986; 1990; Заварзин, 1992; 1994; Фокин, 1995; Chapin et al., 1996; Глазовская, 1976; 1992; 1994; 1997; 1999).

VIII.1. УСТОЙЧИВОСТЬ ПРИРОДНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ: РАЗВИТИЕ ПОНЯТИЯ

Устойчивость – это свойство, внутренне присущее системе, которое позволяет ей выдерживать изменения, создаваемые внешними воздействиями, или сопротивляться им (Риклефс, 1979). Устойчивость природных комплексов давно интересует географов и биологов (Свирижев, Логофет, 1978; Мамай, 1993; Глазовская, 1976; Загускин, 1993).

Биогеоценоз относительно устойчив во времени и термодинамически открыт в отношении притока и оттока вещества и энергии. Он имеет вход (солнечная энергия, минеральные элементы горных пород, атмосфера, грунтовая вода) и выход энергии и биогенных веществ в атмосферу (тепло, кислород, углекис-

лый газ и др.), литосферу (гумусовые соединения, минералы, осадочные породы) и гидросферу (растворенные биогенные вещества грунтовых, озерных и других вод). Саморегулирующийся характер биосферы и биогеоценозов является результатом автокаталитического свойства живого вещества, его способности *поглощать и обменивать вещества*, расти и размножаться. Поток энергии и вещества в биогеоценозе идет от растений к травоядным животным, от последних – к хищникам, а затем – к низшим организмам и бактериям в почве. Экосистемы сложились в процессе длительной эволюции и приспособления видов и популяций организмов друг к другу и окружающей среде. Они являются сложными устойчивыми механизмами, способными путем саморегулирования противостоять как изменениям в среде, так и в численности организмов (Ковда, 1973, с. 102). Далее в труде В.А. Ковды подчеркивается, что экосистема является очень сложной системой с бесконечным разнообразием прямых и обратных связей, что и позволяет ее рассматривать в качестве саморегулирующейся системы (Ковда, 1973, с. 158).

Устойчивость геосистем определяется разными авторами как: 1) вероятность сохранения объекта в течение некоторого времени (Глазовская, 1983); 2) стабильность состояния во времени (Пузаченко, 1983; Липец, 1983); 3) способность восстановления прежнего состояния после возмущения (Преображенский, 1983; Свирежев, 1983); 4) способность адаптироваться к изменяющимся условиям (Holling, 1973); 5) способность сохранять важные параметры системы за счет гибкости других параметров (Новосельцев, 1977); 6) способность к накоплению вредных веществ без видимого вреда для системы (Глазовская, 1983); 7) способность сохранять производительные функции в социально-экономической системе (Глазовская, 1983) и 8) отсутствие или быстрое затухание колебаний в системе (Свирежев, Логофет, 1978; Свирежев, 1983).

Для геосистем выделяют следующие типы устойчивости: *геохимическую* (способность к самоочищению от продуктов загрязнения), *биологическую* (оценка восстановительных и защитных свойств растительности) и *физическую* (устойчивость литогенной основы, противоэрозионная устойчивость почв), а также употребляют понятие *интегральная устойчивость*, определяемую как устойчивость ко всему комплексу антропогенных воздействий (Устойчивость геосистем, 1983).

Кроме того, некоторые авторы считают целесообразным более дифференцированный подход к понятию “устойчивость”, исходя из желания обратить внимание на ее механизмы, формы или типы. Так, Ю. Одум (1986) выделяет *резис-*

тентную (способность системы сопротивляться нарушениям, поддерживая неизменной свою структуру и функции) и *упругую* (восстанавливаться после того, как ее структура и функции были нарушены) *устойчивость*. Под *упругостью* системы понимают также меру быстроты возвращения в исходное состояние после окончания воздействия, а под *сопротивляемостью* – показатель способности системы избегать изменений (Бигон и др., 1989). Причем эти авторы считают, что есть *локальная* (при незначительных нарушениях) и *общая* (при крупных нарушениях) *устойчивость* системы. Ю.Г. Липец (1983) выделяет *позиционную* (отражает фиксированность элементов геосистемы на заданной территории), *структурную* (отражает наличие связей между элементами системы или различными системами) и *функциональную* (определяет динамику систем) *устойчивость*.

Различают и формы *устойчивости*, в основе которых, по мнению М.Д. Гродзинского (1987), лежит способность геосистемы сохранять свое состояние неизменным при внешнем воздействии в течение заданного временного интервала (*инертность*) или восстанавливать после возмущения свое исходное состояние (*восстанавливаемость*), а также переходить из одного состояния в другое, сохраняя за счет этого инвариантные черты структуры (*пластичность*). При незначительной нагрузке на систему ее *устойчивость* обеспечивается *инертностью*, при усилении воздействия – *восстанавливаемостью*, а при крупных, в некоторых случаях катастрофических воздействиях – ее *пластичностью*. Он считает также, что различные определения и термины, связанные с *устойчивостью* систем, можно соотнести с одной или несколькими формами *устойчивости*.

Устойчивость биологических систем рассматривается как внутренне присущее биосистеме свойство поддерживать на определенном уровне в течение длительного времени свои основные параметры и способность восстанавливать их после нарушений (Шилов, 1977; Быков, 1978; Лархер, 1979; Риклефс, 1979; Уиттекер, 1980; Одум, 1986). Понятие *устойчивости* биологической системы к внешнему воздействию рассматривают как *соотношение* между мерой изменения свойств системы и мерой этого воздействия (Левич, 1976).

Существует понятие *устойчивости* ландшафта (Исаченко, 1977) и экосистемы (Stress effects on natural ecosystems, 1981; Гродзинский, 1987). *Устойчивая* экосистема способна преодолевать нарушения, поддерживать продуктивность, плодородие, скорость биогеохимических циклов и разнообразие основных функциональных групп (Charin et al., 1996).

Многие из определений и понятий устойчивости природных систем и особенно экосистем могут быть отнесены и к почве. Почвы – буферные открытые динамические системы, связанные с окружающей средой потоками вещества и энергии (Глазовская, 1992). Поэтому устойчивость почв можно рассматривать как ее способность возвращаться после возмущения в исходное состояние и сохранять производительную функцию в социально-экономической системе (Глазовская, 1983; Почвенно-экологический мониторинг и охрана почв, 1994). Кроме того, М.А. Глазовская рассматривает устойчивость почв и ландшафтов как “*потенциальный запас буферности*” и как “*нормальное функционирование*”.

Таким образом, развитие понятия *устойчивость почвы* исходит из представлений устойчивости природных систем (геосистем, экосистем) и отражает как сложность природных объектов, так и трудность изучения этого их свойства.

Разработка понятийного аппарата устойчивости природных систем тесно связана, особенно в последние десятилетия, с разработкой подходов к оценке их устойчивости. Так, концепция *геохимическая оценка устойчивости* природных систем придает особое значение их самоочищению от продуктов техногенеза (Глазовская, 1976; 1978; 1979а, б; 1994). По мнению автора, устойчивость природных комплексов зависит от следующих факторов: 1) скорости и интенсивности химических превращений органических и минеральных веществ, в свою очередь, обусловленных количеством поступающей энергии в ландшафт; 2) характера химических превращений веществ в зависимости от кислотно-щелочных и окислительно-восстановительных условий в водах и почвах; 3) интенсивности выноса продуктов техногенеза за пределы данной ландшафтно-геохимической системы, зависящей от интенсивности поверхностного, внутрипочвенного и подземного стока, а также циркуляции воздушных масс (Глазовская, 1983). Согласно этой точки зрения, наиболее устойчивыми являются ландшафты, способные к наиболее быстрому самоочищению или же способные накапливать вредные вещества без видимого для ландшафта вреда.

Концепция *геофизическая оценка устойчивости* природных комплексов основана на анализе интенсивности геоматических процессов как условия существования биоты (Солнцева, 1973). Под геоматическими процессами понимается совокупность геоморфологических, климатических и тектонических процессов.

Литолого-палеогеографическая основа (подстилающие коренные породы, тектонические структуры, неотектонические особенности, рельеф, гидрогеологические особенности, четвер-

тичные отложения), а также характер и сила антропогенной нагрузки могут определять устойчивость природной среды данного региона (Судакова и др., 1997). Степень нарушенности естественного рельефа более чем на 50% характеризует критический уровень устойчивости территории (Савчук, 1993).

Другие исследователи считают, что устойчивость экосистем может определяться устойчивостью *почвенно-растительного комплекса* (Букс, 1987; Исаченко, 1997). Для такой оценки определяется суммарный балльный показатель, характеризующий биологическую продуктивность, состояние растительного покрова, теплообеспеченность, увлажнение, рельеф, литологию и мехсостав почвообразующих пород. Исследователи из Сибири предложили использовать для оценки устойчивости геосистем ряд показателей (заселенность территории, положение в ландшафте, осадки, содержание гумуса, глины, ила и значение рН), с помощью которых рассчитывали коэффициент устойчивости (Семенов, Палахин, 1997).

Таким образом, рассмотренные подходы для оценки устойчивости природных систем дают представление о сложности объекта, межфакторных связях, его определяющих, а также региональных и глобальных уровнях их изучения. Отсюда методы оценки устойчивости почв как природной системы должны опираться, по нашему мнению, на более чувствительные параметры, характеризующие состояние почв, в том числе и под влиянием различных антропогенных воздействий.

В настоящее время понятие *устойчивость почв* не получило пока однозначного определения (Глазовская, 1999). Однако исследования в этом направлении можно условно разделить на почвенные и почвенно-микробиологические. Так, устойчивость почв проявляется через "*скорость самоочищения*" от продуктов техногенеза (Глазовская, 1997; 1999). Предложены градации параметров и дифференцированная балльная оценка к кислотным воздействиям, тяжелым металлам, селену и фтору. В.Д. Васильевская с соавторами (1996; 1997) определяет устойчивость почв через "*совокупность ее свойств*" (состав и запасы гумуса, биологическая активность, содержание карбонатов и др.). Под устойчивостью понимают также "*неизменность данного свойства почвы в течение длительного времени (20–50 лет) при изменении или снятии воздействия*" (Жариков, 1996). Показателем устойчивости почв, по мнению других исследователей, может быть суммарная балльная оценка, полученная на основе значений емкости катионного обмена, мощности гумусового горизонта, типа водного режима, положения почвы в катене, крутизны склона и интенсивности биологического круговорота (Чертов и др., 1992; Снакин и др., 1995).

Г.В. Мотузова (1999) рассматривает устойчивость почв через систему химических элементов, одна группа которых является инертными и характеризует стабильность почвы, а другая – подвижными, лабильными элементами, характеризующими гибкость почвенной системы. Применение теории устойчивости систем к задачам почвоведения предложено в работе А.В. Смагина (1994). Устойчивость системы “биоценоз–почва” рассматривается им в связи с кинетикой трансформации в ней органического вещества.

Подходы к систематизации понятий и оценке устойчивости почв и наземных экосистем рассмотрены А.Д. Фокиным (1995). Им предлагается выделение инертных и лабильных носителей устойчивости почв и экосистем, а также трех форм устойчивости: структурно-статической, функционально-динамической и буферности. Каждая из них оценивается на разных уровнях структурной организации природных систем.

С очевидностью можно констатировать, что оценка устойчивости природных систем является трудной задачей (Светлосанов, 1990), а отклик систем на нарушения и стресс, в том числе и антропогенный, во многом еще не познаны (Rapport et al., 1985; Schindler, 1987). Словосочетание “устойчивость почв” является очень привлекательным как для теоретиков, так и для практиков. Добавление к этому сочетанию еще одного слова “оценка” представляется магическим ключом, открывающим черный ящик под названием “почва”. Однако на практике оценка устойчивости почв представляется, как правило, широким набором, а подчас и нагромождением многих имеющихся в арсенале современного почвоведения методов определения почвенных показателей (Снакин, Присяжная, 1995; Снакин и др., 1995). Это на первый взгляд создает впечатление всеобъемности характеристики почвы, однако для практических целей, в том числе и количественного сравнения почв с близкими физико-химическими показателями, может быть применено с трудом.

Не умаляя значения физико-химических и геохимических показателей почвы для оценки их устойчивости, обращает на себя внимание использование для этой цели микробиологических показателей почвы (Звягинцев, 1976; Кожевин и др., 1994; Kennedy, Smith, 1995; Wardle, Giller, 1996; Ohtonen et al., 1997).

Среди триединства химической, физической и биологической составляющих почвы именно “живое” вещество представляет, на наш взгляд, интерес для оценки устойчивости почв, в том числе и на ранних стадиях нарушения. Функционирование почвенной системы обусловлено в значительной степени деятельностью микроорганизмов. Микроорганизмы почвы составляют около 85%

всей биомассы почвенных организмов и привносят около 90% всего потока CO₂ суши (Lynch, Wiseman, 1998). И хотя микробная биомасса составляет лишь 1–5% от почвенного органического вещества, но это “игольное ушко”, через которое проходит весь органический материал, поступающий в почву (Jenkinson, 1977). Такие особенности почвенных микроорганизмов, а также их чувствительность к низким концентрациям загрязняющих веществ и любым нарушениям в почве позволяют исследователям использовать почвенно-микробиологические характеристики для оценки состояния почвы. Предположительно устойчивость почвы во многом может определяться устойчивостью почвенного микробного сообщества (Заварзин, 1994; Ананьева и др., 2002а, б).

Так, рассматривая сообщество почвенных организмов как интегральный показатель свойств почвы, представляется более обоснованным оценивать влияние загрязнителя по его реальному воздействию на живой почвенный компонент. Было показано, что количественным выражением устойчивости “микробной системы” к воздействию, например, минеральных удобрений является величина зоны гомеостаза иницированного микробного сообщества. Подчеркивалось также, что устойчивость микробной системы определяется типом почвы, степенью ее окультуривания, видом загрязнителя (удобрения, тяжелые металлы) и его концентрацией (Гузев и др., 1980; Экологическая роль микробных метаболитов, 1986).

Показателем устойчивости микробного сообщества почвы может служить отношение скорости дыхания микроорганизмов к их биомассе, оно получило название микробного метаболического коэффициента (Anderson, Domsch, 1985а, б). Теоретически предполагается, что чем ниже величина отношения дыхания сообщества к его биомассе, тем устойчивее данная экосистема. Величина метаболического коэффициента должна быть выше в молодых или нарушенных экосистемах, чем в старых или стабильных (Odum, 1969; 1985).

За последние годы исследования почв, в которых определяли величину метаболического коэффициента и его связь с различными воздействиями, существенно возросли (Insam, 1990; Santruckova, Straskraba, 1991; Wolters, Joergensen, 1991; Wardle, 1993; Smith et al., 1994; Sparling et al., 1994; Sakamoto, Oba, 1994; Wardle, Ghani, 1995; Anderson, Joergensen, 1997). На наш взгляд, использование метаболического коэффициента в экологических исследованиях перспективно, так как это: 1) показатель физиологического статуса микробного сообщества; 2) легкоизмеряемый биоиндикатор, чувствительный к нарушениям в почве; и предположительно, 3) параметр, по величине которого можно

количественно оценить продолжительность и “глубину” нарушений в экосистеме. Есть и критические высказывания об использовании значений метаболического коэффициента в основном для индикации развития экосистемы и слабых нарушений в ней (Wardle, Ghani, 1995).

Очевидно, что относительная теоретическая разработанность концепции устойчивости почвы во многом еще не опирается на достаточное экспериментальное подтверждение. Практические разработки по измерению, оценке и, далее, прогнозу устойчивости почв еще малочисленны. В наших исследованиях мы будем рассматривать устойчивость почв через функционирование почвенных микробных сообществ, используя для этого интегральный показатель их состояния – микробный метаболический коэффициент.

VIII.2. ХАРАКТЕРИСТИКА СОСТОЯНИЯ МИКРОБНОГО СООБЩЕСТВА ПОЧВЫ ПО ВЕЛИЧИНЕ МИКРОБНОГО МЕТАБОЛИЧЕСКОГО КОЭФФИЦИЕНТА

Величину метаболического коэффициента, представляющего собой отношение скорости базального дыхания микроорганизмов (БД) к микробной биомассе ($C_{\text{мик}}$), в литературе обозначают сокращенно $q\text{CO}_2$ (Anderson, Domsch, 1985a, b). Для расчетов этого коэффициента используют значения микробной биомассы, определяемой физиологическим или респирометрическим (Anderson, Domsch, 1978; West, Sparling, 1986), фумигационным (Jenkinson, 1977; Sparling, Williams, 1986), кинетическим (Паников и др., 1991; Паников, 1992) или калориметрическим (Sparling, 1981) методами. Однако в некоторых работах величину метаболического коэффициента определяют как отношение скоростей базального (БД) и субстрат-индуцированного (СИД) дыханий, и в этом случае его величина выражается в безразмерных единицах, получивших сокращенное обозначение Q_R (Wardle, Parkinson, 1990b, c). Метаболический коэффициент определяется величинами, входящими в формулу его расчета (БД и $C_{\text{мик}}$ или СИД), и его можно считать интегральным показателем состояния почвенного микробного сообщества (Insam et al., 1996). Известно, что показатели активности почвенного микробного сообщества, БД (Insam et al., 1989) и СИД (Wardle, Parkinson, 1990c), в значительной степени зависят от влажности и температуры почвы (Sarathchandra et al., 1989; Sarig, Steinberger, 1994).

В наших экспериментах респирометрические показатели (БД и СИД) серой лесной почвы существенно зависели от гидротер-

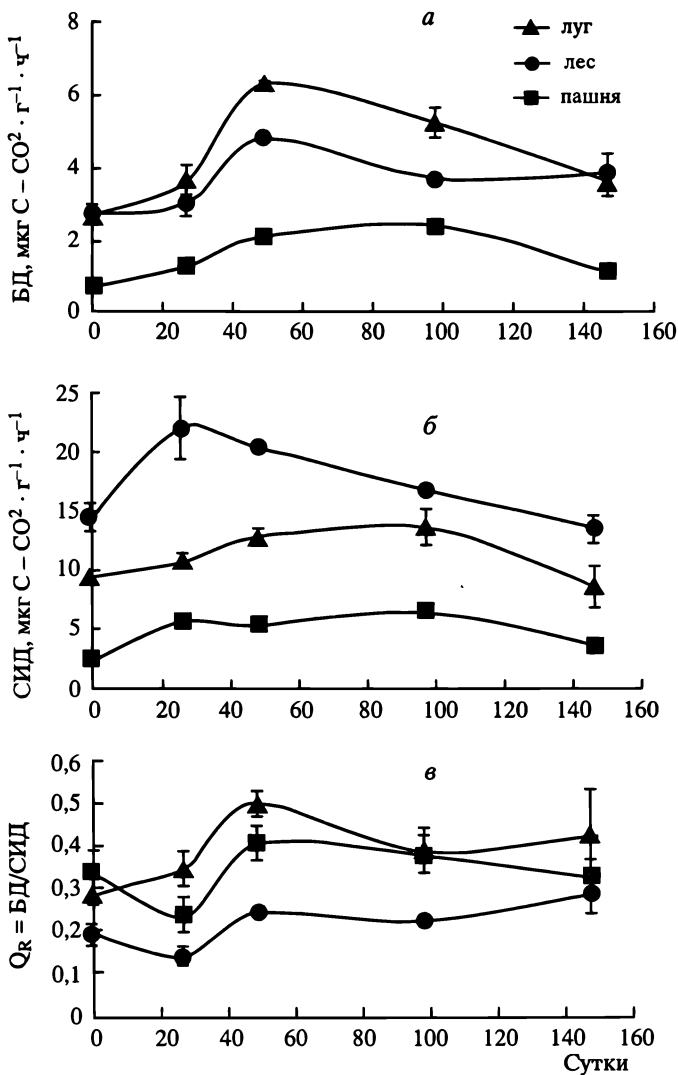


Рис. 27. Динамика базального – БД (а), субстрат-индуцированного – СИД (б) дыханий и метаболического коэффициента – Q_R (в) серой лесной почвы разных экосистем

мических показателей (рис. 27, табл. 67). Скорость базального дыхания в пахотной почве была достоверно ($P = 95\%$) ниже, чем на лугу и в лесу на протяжении наблюдаемого вегетационного периода (рис. 27 а). Кроме того, в пахотной почве была обнаружена высокая ($R^2 = 0,74$) корреляционная зависимость между базальным дыханием и влажностью почвы (отрицательная) и ба-

Таблица 67. Результаты множественного регрессионного анализа зависимости базального (БД), субстрат-индуцированного (СИД) дыханий и метаболического коэффициента (Q_R) от температуры и влажности серой лесной почвы при отборе образцов (май–сентябрь, $n = 7$)

Показатель	Экосистема	Влажность	Температура	Коэффициент детерминации (R^2)
БД	Лес	нд	нд	нд
	Луг	нд	(+)**	0,48*
	Пашня	(-)**	(+)**	0,74**
СИД	Лес	(+)**	(+)**	0,74***
	Луг	нд	(+)**	0,40*
	Пашня	(-)**	(+)**	0,88***
$Q_R = \text{БД/СИД}$	Лес	нд	(-)**	0,61***
	Луг	нд	нд	нд
	Пашня	нд	нд	нд

Примечание. *, **, *** значимость при $\alpha = 0,05, 0,01$ и $0,001$ соответственно; нд – зависимость недостоверна; "+" – корреляция положительная; "-" – корреляция отрицательная.

зальным дыханием и температурой (положительная) почвы (табл. 67). В почве леса зависимость между указанными параметрами была недостоверной, а на лугу – только с температурой почвы.

Скорость субстрат-индуцированного дыхания серой лесной почвы трех экосистем была различной (рис. 27 б). Достоверно низкие значения СИД были в пахотной почве, а достоверно высокие – в лесу. Взаимосвязь между СИД и температурой почвы, СИД и влажностью почвы была в основном корреляционной и достоверно высокой (табл. 67).

Значения микробного метаболического коэффициента (Q_R) серой лесной почвы в исследованных экосистемах представлены на рис. 27 в. Низкие значения Q_R (0,2–0,3) были в почве леса, высокие (0,3–0,5) – на лугу. Зависимость Q_R от естественной влажности и температуры почвы была недостоверной для трех экосистем, за исключением достоверной зависимости между Q_R и температурой почвы леса (табл. 67). Зависимость между Q_R и влажностью почвы исследованных экосистем отсутствовала, почвы не пересыхали в наблюдаемый период (влажность составляла 13–30%). Очевидно также, что

при близкой к оптимальной влажности почвы увеличение ее температуры вызывало уменьшение значений Q_R .

Таким образом, на протяжении пяти месяцев наблюдения значения Q_R серой лесной почвы разных экосистем при оптимальной температуре и влажности, соответствующей биоклиматической зоне, изменялись в узком интервале значений от 0,2 до 0,5. При этом низкие значения Q_R были отмечены в почве лесной (естественной) системы, а высокие – на пашне (антропогенно-нарушенной). В основном значения Q_R не зависели от влажности и температуры почвы. Есть основание полагать, что величина микробного метаболического коэффициента может характеризовать микробное состояние почв независимо от изменений естественной температуры и влажности почвы (при условии отсутствия отрицательных температур и сильного иссушения почвы).

VIII.3. УСТОЙЧИВОСТЬ МИКРОБНОГО СООБЩЕСТВА В ПРОЦЕССЕ РАЗЛОЖЕНИЯ ПОЛЛЮТАНТОВ В ПОЧВЕ

Почвенные микроорганизмы, являясь активными деструкторами различных поллютантов, сами, в свою очередь, становятся объектом воздействия поллютантов. Результатом такого взаимодействия может быть нарушение микробной сукцессии, подавление или исчезновение одних видов микроорганизмов и активное развитие других, часто патогенных, что может отразиться на нормальном функционировании почвенной системы (Wardle, Parkinson, 1999a; Марфенина, 1999; Кураков и др., 2000).

Методология изучения изменений в комплексе (сообществе) почвенных микроорганизмов под действием различных антропогенных нагрузок в целом недостаточно разработана (Микроорганизмы и охрана почв, 1989). Не умаляя значения аутэкологических исследований, когда изучают индивидуальные организмы или виды (например, жизненные циклы, поведение и т.д.), в почвенной микробиологии большое внимание уделяется синэкологическим подходам, когда реакция целого более показательна, чем изменение ее части (Одум, 1975; Кожевин, 1989). Все части единого целого, в том числе и микробного сообщества, связаны друг с другом и окружающей средой (почвой), поэтому изменение одной из них приводит к изменению других.

Попытки оценить изменения микробного сообщества или его компонентов под действием различных поллютантов и тем самым оценить устойчивость сообщества предприняты рядом исследователей. Метод иницированного микробного сообщества

(ИМС) открыл возможности индикации уровня загрязнения почвы минеральными удобрениями, тяжелыми металлами, пестицидами и синтетическими моющими средствами (Гузев и др., 1980; Бызов и др., 1989; Гузев, Левин, 1991; Кожевин и др., 1994; Горленко и др., 1996). Реакция почвы на различное загрязнение проявлялась в изменении организации и видового состава амилотического микробного сообщества. Изучению особой реакции грибного компонента микробного сообщества на промышленное, сельскохозяйственное и другие виды загрязнения посвящены многолетние исследования О.Е. Марфениной (1994; 1999). Оценка нарушения таксономического и генетического разнообразия микробных сообществ под влиянием различных поллютантов представляет особую область исследований (Пашкин и др., 1983; Atlas et al., 1991; Van der Meer et al., 1992; Tilman, 1996; Wardle, Giller, 1996).

В последние годы интерес исследователей сосредоточился на изучении интегрального показателя микробного сообщества почвы, способного диагностировать различия между почвой загрязненной и ненарушенной загрязнением. Перспективным показателем для такого индикационного различия, а также для придания ему статуса количественного может служить микробный метаболический эффект (Wardle, Parkinson, 1990a, b, c; Anderson, Domsch, 1993; Hund, Schenk, 1994).

а) нефтепродукты, азотная кислота

За последнее десятилетие количество экспериментальных работ, где исследователи измеряют метаболический коэффициент почв для индикации различных стрессов и нарушений в ней, возросло. Например, отмечено, что резкое увеличение метаболического коэффициента происходит при подкислении почвы (Anderson, Domsch, 1993), воздействии тяжелых металлов (Fliessbach et al., 1994; Leita et al., 1995) и полиароматических углеводородов (Hund, Schenk, 1994).

В серую лесную почву были внесены (раздельно) органические (бензин, моторное масло и дизельное топливо) и неорганические (азотная кислота) соединения. В контрольной (без поллютанта) и опытной (с поллютантом) почве были измерены скорости базального (БД) и субстрат-индуцированного (СИД) дыхания, а также рассчитана величина метаболического коэффициента, Q_R (рис. 28). На основе динамических измерений этих показателей было сделано суждение об устойчивости микробного сообщества почвы к действию этих поллютантов. Так, внесение в почву моторного масла привело к увеличению базального дыхания почти в пять раз по сравнению с контролем на третьи сутки

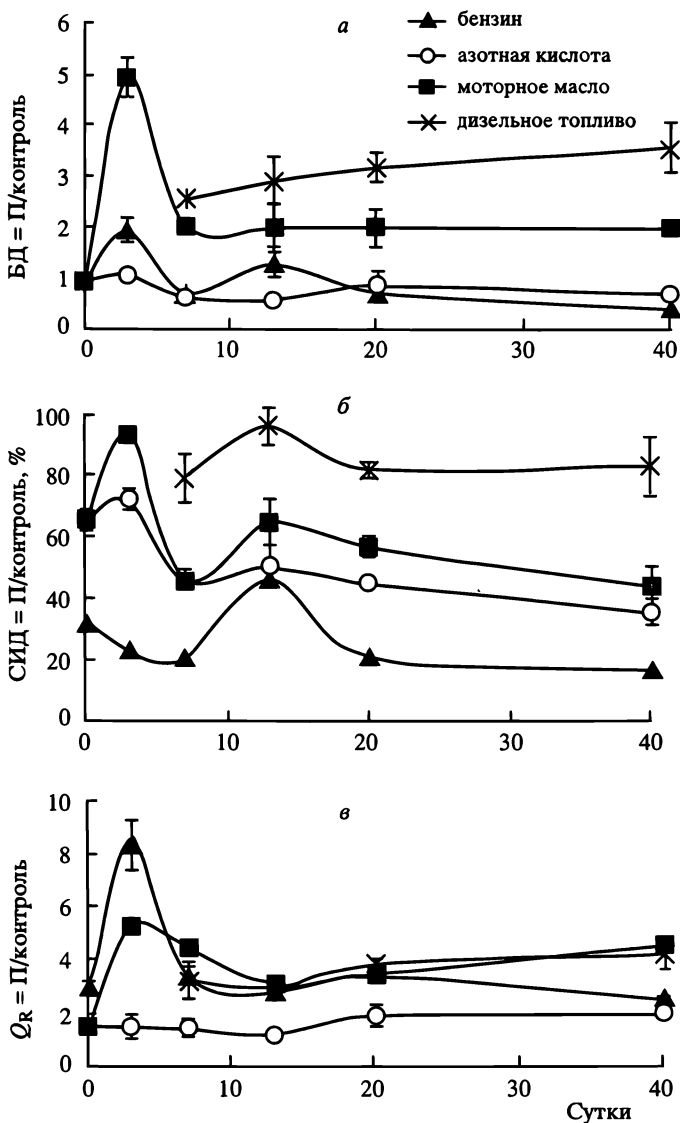


Рис. 28. Динамика базального – БД (а), субстрат-индуцированного – СИД (б) дыханий и метаболического коэффициента – Q_R (в) серой лесной почвы после внесения поллютантов (П, г/кг)

наблюдения (рис. 28 а). В дальнейшем скорость базального дыхания почвы с этим загрязнением оставалась выше примерно в два раза, чем в контроле. Увеличение базального дыхания почвы после внесения органического поллютанта может свидетельствовать о его разложении почвенными микроорганизмами (Wardle, Parkinson, 1990a). Поэтому если отношение БД с поллютантом / БД без поллютанта (контроль) меньше единицы, то внесенное вещество оказывало угнетающее действие на почвенное микробное сообщество. Чем выше величина этого отношения, тем интенсивнее может происходить разложение поллютанта в почве. Поэтому можно считать, что моторное масло в почве подвергалось микробному разложению, в результате которого происходило и возрастание скорости базального дыхания (в 2–5 раз) сначала, по-видимому, его легкодоступных фракций, а затем труднодоступных.

Внесение дизельного топлива также приводило к возрастанию почвенного базального дыхания в 2,5–3,5 раза по сравнению с контролем (рис. 28 в). Можно полагать, что дизельное топливо подвергалось микробному разложению в почве и не оказывало ингибирующего влияния на гетеротрофные микроорганизмы. Внесение бензина и азотной кислоты лишь незначительно влияло на базальное дыхание почв (по сравнению с моторным маслом и дизельным топливом).

Субстрат-индуцированное дыхание почвы характеризует активность микробного сообщества (Anderson, Domsch, 1985a). По отношению скоростей СИД в загрязненной почве с незагрязненной, которое выражено в процентах, можно судить об изменении активности микроорганизмов под действием поллютанта. Так, внесение дизельного топлива и моторного масла вызывало снижение микробиологической активности, наибольшее на 20 и 60% соответственно, для этих поллютантов (рис. 28 б). Внесение азотной кислоты приводило к уменьшению СИД на третьи и 40-е сутки на 30 и 60% по сравнению с контролем инкубации. Наибольшее угнетающее действие на активность микробного сообщества, выраженную величиной СИД, оказал бензин. Уже через 7 суток после его внесения величина СИД снизилась на 80% по сравнению с контролем (рис. 28 б).

В целом органические поллютанты (моторное масло, дизельное топливо и бензин) стимулировали базальное дыхание почвы, а неорганические (азотная кислота) – оказывали слабое угнетающее действие. Однако внесение поллютантов в почву приводило к заметному снижению скорости субстрат-индуцированного дыхания. Снижение СИД может свидетельствовать о токсическом воздействии поллютантов на микробную биомассу и ее актив-

ность. Следовательно, определение реакции микробного сообщества на вносимые соединения по изменению широко используемых микробиологических показателей (БД и СИД) дает противоречивую оценку (стимуляция БД и угнетение СИД) воздействия. Однако объединение этих двух показателей микробной активности почв, выраженное их отношением ($BД/СИД = Q_R$), позволит получить дополнительную и интегральную оценку состояния микробного сообщества. Сравнение величин Q_R загрязненной и незагрязненной почв, по нашему мнению, будет характеризовать степень нарушения устойчивости микробного сообщества в результате внесения поллютанта.

Наибольшая величина Q_R была зафиксирована в почве на третьи сутки после внесения бензина, которая была в 8,4 раза больше контроля (рис. 28 в). Затем отношение величин Q_R уменьшалось, однако оставалось больше единицы до 40 суток после внесения бензина. Моторное масло и дизельное топливо также вызывали увеличение Q_R по сравнению с контролем (в 2–5 раз). Азотная кислота также оказывала влияние на величину Q_R . Значение Q_R почвы с кислотой было меньшим, чем с нефтепродуктами (примерно в два раза по сравнению с контролем), но довольно стабильным на протяжении 40 суток наблюдения.

Таким образом, результаты экспериментов позволяют считать, что величина Q_R может служить показателем нарушения устойчивости микробного сообщества под действием загрязнителя. Чем выше значение Q_R в почве, тем большее нарушение в ней происходит. Например, нефтепродукты оказывали значительное влияние на состояние микробного сообщества, в результате которого происходит нарушение устойчивости микробного сообщества почвы.

Изменение состояния почвенного микробного сообщества, очевидно, зависит от концентрации поллютанта. Рассмотрим изменение показателей БД, СИД и Q_R после внесения в различных концентрациях гептила (диметилгидразин, ДМГ). Высокотоксичный ДМГ, компонент ракетного топлива, в концентрации 1 мг/кг почвы вызывал увеличение базального дыхания (в 1,3–2,3 раза), уменьшение субстрат-индуцированного (примерно на 10–20%) и соответственно увеличение Q_R (в 1,6–2,9 раза) по сравнению с контролем (табл. 68).

Более высокие значения ДМГ (20 и 200 мг/кг почвы) приводили к более драматическим изменениям измеряемых показателей (рис. 29). В первую неделю инкубации почвы с ДМГ (20 мг/кг) базальное дыхание возросло в 1,5–1,7 раза по сравнению с контролем. А высокая концентрация ДМГ (200 мг/кг) вызвала резкое ингибирование дыхания почвенных микроорганиз-

Таблица 68. Динамика показателей микробиологической активности (БД, СИД и Q_R) серой лесной почвы после внесения ДМГ (1 мг/кг)

Инкубация, сут	БД*	СИД, %*	Q_R *
0	2,3	80	2,9
1	1,3	80	1,6
2	1,4	85	1,7
3	1,3	78	1,6
14	1,9	90	2,1

Примечание. * Значения приведены по отношению к контролю (без ДМГ).

мов, которое продолжалось до 54-х суток инкубации почвы. Субстрат-индуцированное дыхание почвы ДМГ (200 мг/кг) было очень низким, величина СИД составляла лишь 13% от контроля, даже спустя пять месяцев инкубации.

Внесение ДМГ в почву привело в первые две недели инкубации к возрастанию величины метаболического коэффициента в 2 и 16 раз для 20 и 200 мг/кг соответственно (рис. 29 в). Даже по истечении 54-х суток значение Q_R загрязненной почвы ДМГ (20 мг/кг) было в 4 раза выше, чем в контроле.

Таким образом, увеличение Q_R может свидетельствовать об изменении состояния микробного сообщества почвы под влиянием поллютанта. Чем выше концентрация поллютанта, тем большие изменения происходят в микробном сообществе. Поэтому мерой стресса микробного сообщества от воздействия поллютантов может служить величина Q_R . Чем выше его значение, тем большее воздействие оказано на микробное сообщество почвы.

На основании экспериментально полученных значений Q_R нарушенной внесением поллютанта и ненарушенной (контроль) почвы мы предлагаем синэкологическую шкалу оценки влияния поллютантов на микробное сообщество почвы (табл. 69). Эта шкала позволяет определить степень нарушения сообщества микроорганизмов по величине коэффициента микробного дыхания. Согласно шкале нарушение может быть слабым или отсутствовать, а также быть сильным и даже катастрофическим. Так, например, ДМГ 200 мг/кг вызывал в почве катастрофическое воздействие ($Q_R > 10$ по сравнению с контролем) на микробное сообщество. При этом длительность воздействия ДМГ на микробное сообщество, определяемая величиной Q_R , продолжалась практически пять месяцев (рис. 29 в).

Бывают ситуации, когда измерение Q_R в контрольной, ненарушенной почве не может быть выполнено из-за ее отсутствия. В

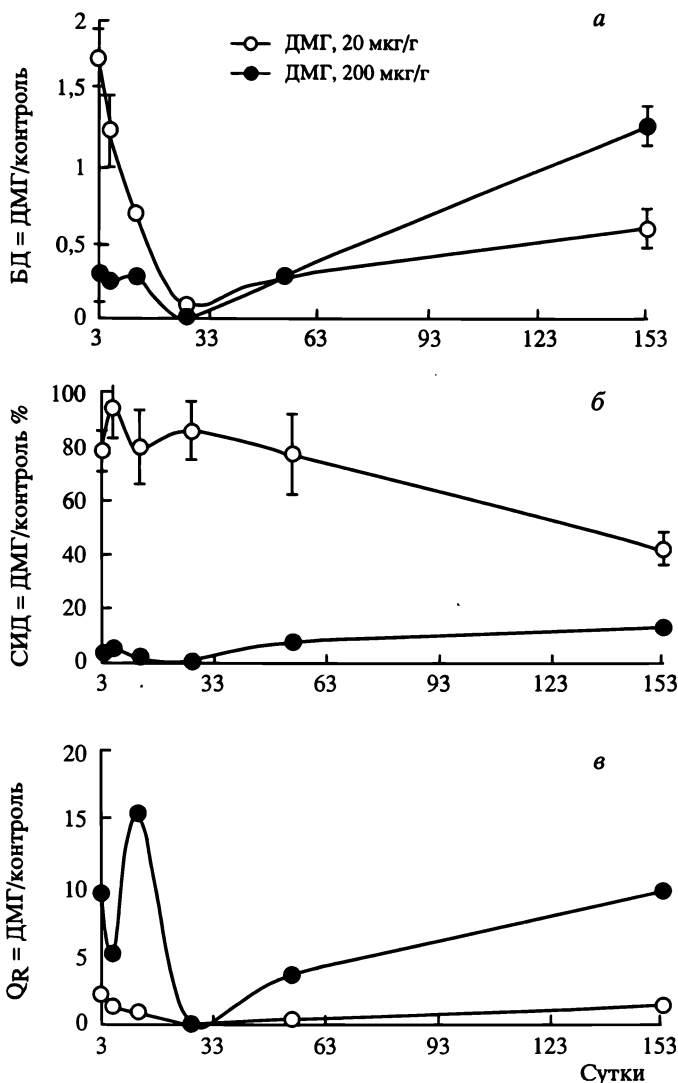


Рис. 29. Динамика базального – БД (а), субстрат-индуцированного – СИД (б) дыханий и метаболического коэффициента – Q_R (в) серой лесной почвы после внесения диметилгидразина (ДМГ)

этом случае можно измерить значение Q_R почвы, предположительно загрязненной поллютантом, и считать, например, что если эта величина больше 0,5 (табл. 69, первая колонка), то мы имеем дело с “сильным” нарушением микробного сообщества, а значит, и существенным загрязнением почвы.

Таблица 69. Оценка воздействия поллютантов на устойчивость микробного сообщества почвы по величине микробного метаболического коэффициента (Q_R)

$Q_R = \text{БД/СИД}$	$Q_R = \text{БД/СИД}$ (Q_R с поллютантом/ Q_R без поллютанта)	Степень нарушения
0,1–0,2	1,0	Отсутствует
0,2–0,3	1–2	Слабая
0,3–0,5	2–5	Средняя
0,5–1,0	5–10	Сильная
0; >1,0	0; >10	Катастрофическая

Таблица 70. Изменение базального (БД), субстрат-индуцированного (СИД) дыханий и метаболического коэффициента (Q_R) дерново-подзолистой почвы после обработки оксадиксилом (значения по отношению к контрольной почве, без фунгицида)

Обработка оксадиксилом (10 мг/кг)	БД	СИД, %	Q_R
Первая	1,7	99	1,7
Вторая*	4,5	80	5,7

Примечание. *Вторая обработка происходила через 11 суток после первой.

Иллюстрацией использования предлагаемой шкалы может служить эксперимент с фунгицидом оксадиксилом (табл. 70). Обработка дерново-подзолистой почвы фунгицидом (полевой эксперимент) привела к увеличению базального дыхания в 1,7 и 4,5 раза по сравнению с контролем для первой и второй обработки соответственно. При этом субстрат-индуцированное дыхание не изменялось после первой обработки почвы, но после второй уменьшалось (на 20%) по сравнению с контролем. Повторная обработка почвы оксадиксилом привела к возрастанию величины Q_R почти в 6 раз по сравнению с контролем. Поэтому воздействие оксадиксила (вторая обработка) на микробное сообщество почвы можно назвать согласно предлагаемой шкале “средним” или даже “сильным” ($Q_R = 5,7$). Влияние фунгицида на микробное сообщество почвы было значительно большим при его втором внесении, чем при первом.

Таким образом, приведенные экспериментальные результаты являются лишь попыткой понимания сложного процесса взаимодействия поллютанта и микробного сообщества через нарушение его равновесного, устойчивого состояния. Надо понимать, что измерение величины Q_R не дает ответа о механизме самоочищения почвы от поллютанта, однако может быть количественной характеристикой микробного сообщества и тем самым быть полезной в экологических исследованиях.

б) пестициды

Для оценки, как правило, негативного влияния поллютанта на микробное сообщество в экспериментах с почвой используют его высокие концентрации. Однако рекомендации по рациональному использованию пестицидов в сельском хозяйстве предопределяют их невысокие концентрации в почве. Расчеты показывают, что при дозе пестицида 1 кг/га на 1 см² обрабатываемой поверхности приходится 10 мкг пестицида (Круглов, 1991). Если учесть, что пестициды распределяются главным образом в верхнем пятисантиметровом слое, то в 1 см³ почвы будет находиться 2 мкг пестицида. Отсюда можно сделать заключение, что даже при идеальном распределении пестицида в почве расстояние между его отдельными частицами будет значительным. Однако пестициды являются физиологически активными веществами, и даже их невысокая концентрация в почве может оказывать влияние на микробное сообщество. Определение величины микробного метаболического коэффициента могло быть количественным показателем изменения микробного сообщества под влиянием пестицидов (Harden et al., 1993; Sparling et al., 1994; Visser et al., 1994; Heilmann et al., 1995).

Поэтому в наших экспериментах после внесения пестицида (рекомендуемые для практики дозы) измеряли величины микробного метаболического коэффициента qCO_2 (БД/С_{мик}) на протяжении “жизни” пестицида в почве. В красноземе разных экосистем (лес хвойный и лиственный, пашня и пастбище) были внесены (отдельно) персистентный фунгицид металаксил и менее персистентный гербицид пропахлор. Обработка почвы металаксилом (10 мг/кг) приводила к достоверному ($P = 95\%$) возрастанию величины qCO_2 по сравнению с контролем в отдельные сроки наблюдения (табл. 71). Причем в почве хвойного леса достоверное превышение величин qCO_2 сохранялось до конца инкубации (48 суток), что совпадало с продолжительностью “жизни” металаксилла в этой почве (см. гл. V.2). В почве пастбища и пашни достоверное превышение величин qCO_2 в вариантах с металаксилом (по сравнению с контролем) было примерно такое же, как в хвойном лесу, однако короче по времени.

Таблица 71. Изменение микробного метаболического коэффициента (qCO_2) краснозема разных экосистем без внесения (А) и с внесением (Б) металаксилла (10 мг/кг, 22 °С, 60% ПВ)

Инкубация, сут	qCO_2 , мкг С- CO_2 · мг ⁻¹ С _{мик} · час ⁻¹											
	Лес (сосна)		Пашня				Пастбище					
	А	Б	НСР _{0,05}		А	Б	НСР _{0,05}		А	Б	НСР _{0,05}	
1	5,4	5,7	0,3	0,3	4,0	3,9	0,3	0,3	4,4	4,2	0,3	0,3
7	5,2	6,4*	0,4	0,4	4,2	4,3	0,3	0,3	4,7	5,6*	0,7	0,7
15	5,2	6,9*	0,5	0,5	4,7	5,4*	0,2	0,2	4,6	5,0*	0,3	0,3
21	4,8	5,7*	0,3	0,3	4,3	5,1*	0,7	0,7	4,4	4,8	0,5	0,5
35	4,9	5,5*	0,3	0,3	4,3	4,4	0,2	0,2	4,0	4,3	0,3	0,3
48	4,8	5,4*	0,4	0,4	4,6	4,6	0,2	0,2	—	—	—	—

Примечание. *Означает достоверное (P = 95%) различие между опытным (Б) и контрольным (А) вариантами; прочерк означает отсутствие измерений.

Таблица 72. Изменение микробного метаболического коэффициента (qCO_2) краснозема разных экосистем без внесения (А) и с внесением (Б) пропахлора (10 мг/кг, 22 °С, 60% ПВ)

Инкубация, сут	qCO_2 , мкг С- CO_2 · мг ⁻¹ С _{мик} · час ⁻¹ (среднее + стандартное отклонение, n = 5)											
	Лес (сосна)		Пашня				Пастбище				Лес (дуб)	
	А	Б	А	Б	НСР _{0,05}		А	Б	НСР _{0,05}		А	Б
1	5,7±0,4	5,5±0,4	4,9±0,3	5,4±0,6	5,2±0,5	5,2±0,5	5,2±0,5	3,7±0,1	3,6±0,2	3,7±0,1	3,6±0,2	3,6±0,2
6	5,6±0,8	5,8±0,4	4,4±0,1	4,4±0,2	5,1±0,7	5,1±0,5	5,1±0,5	3,7±0,6	3,3±0,2	3,7±0,6	3,3±0,2	3,3±0,2
9	5,2±0,3	4,9±0,5	4,5±0,5	5,0±0,3	4,3±0,3	4,6±0,1	4,6±0,1	3,4±0,5	3,2±0,4	3,4±0,5	3,2±0,4	3,2±0,4

Примечание. Величины в каждой колонке с одинаковыми буквами достоверно не различаются при P = 95% (тест Дункана однофакторного анализа ANOVA).

Таблица 73. Наибольшее достоверное ($P = 95\%$) увеличение метаболического коэффициента (qCO_2) краснозема после внесения пестицида

Пестицид, мг/кг	$(qCO_2 \text{ с пестицидом} / qCO_2 \text{ контроль}) \cdot 100\%$			
	Лес (сосна)	Пастбище	Пашня	Лес (дуб)
Металаксил (10)	133	119	119	Нет измерений
Пропахлор (10)	100	100	100	100

Внесение пропахлора (10 мг/кг) в краснозем не оказало достоверного влияния на изменение величины qCO_2 ни в одной из четырех исследованных экосистем (табл. 72). Необходимо отметить, что пропахлор в этих почвах довольно быстро разлагался (см. гл. V.2), и, очевидно, с этим связано отсутствие влияния пропахлора на микробное сообщество, которое мы регистрируем с помощью qCO_2 .

В целом влияние фунгицида металаксила на величину qCO_2 в красноземе трех экосистем было невысоким, но достоверным (табл. 73). Наибольшее увеличение qCO_2 было отмечено в почве соснового леса (на 33% по сравнению с контролем), меньшее – для пастбища и пашни (на 19%). Пропахлор не вызывал достоверных изменений qCO_2 в красноземе ни в одной из четырех исследованных экосистем.

Таким образом, экспериментальные результаты позволяют заключить, что пестициды (металаксил, пропахлор), концентрация которых не превышала рекомендованные для практики дозы, могут влиять на экофизиологический статус почвенного микробного сообщества, выраженный величиной qCO_2 . Изменения в микробном сообществе под влиянием персистентного фунгицида металаксила продолжительно по времени, и особенно в почве с низким содержанием микробной биомассы (краснозем хвойного леса). Менее персистентный гербицид пропахлор практически не оказывал влияния на величину qCO_2 и тем самым не вызывал нарушения в микробном сообществе краснозема разных экосистем. Поэтому мы можем констатировать, что устойчивость микробного сообщества будет нарушаться при внесении фунгицида металаксила и не изменяться при внесении гербицида пропахлора.

VIII. 4. УСТОЙЧИВОСТЬ МИКРОБНОГО СООБЩЕСТВА ПРИ ДЛИТЕЛЬНОМ АГРОИСПОЛЬЗОВАНИИ ПОЧВ

Агроиспользование почв является мощнейшим экологическим фактором изменения ее свойств. В литературе отражено понимание необходимости поиска и применения показателя устойчивости почв, а также ее изменения при различных сельскохозяйственных нагрузках (Patra et al., 1990; Мирцхулава, 1993; Фокин, 1995; Николаева, 1995; Жариков, 1996). Есть сведения, что величина микробного метаболического коэффициента может характеризовать состояние почвы, степень ее деградации (Insam, Domsch, 1988; Insam, Haselwandter, 1989) и ее устойчивость к различным воздействиям (Благодатская и др., 1995; Благодатская, Ананьева, 1996). Отмечено, что величина метаболического коэффициента в почве с монокультурой хмеля была в два раза выше, чем на целине (Zelles et al., 1994), в четыре раза выше на удобряемом пастбище, чем в лесу (Sparling et al., 1994), и в два раза выше на пахотном участке по сравнению с непахотным аналогом (Alvarez et al., 1995). Есть также сведения, что чем ниже величина метаболического коэффициента, тем более устойчива почвенная система к различным воздействиям (Wardle, Parkinson, 1991; Atlas et al., 1991; Insam et al., 1991; Campbell et al., 1992; Anderson, Domsch, 1993; Wardle et al., 1993; Hund, Schenk, 1994). Однако экспериментальных определений устойчивости микробных сообществ почв (по величине Q_R или qCO_2) под влиянием различных агротехнических мероприятий крайне ограничено.

В наших экспериментах количественным критерием устойчивости микробного сообщества, а значит, и почв была величина микробного метаболического коэффициента, представляющего собой отношение скоростей базального и субстрат-индуцированного дыханий ($Q_R = БД/СИД$). В дерново-подзолистой почве и выщелоченном черноземе за 27 месяцев наблюдения значения Q_R варьировали от нулевых до 0,837 единиц (табл. 74). Нулевые значения Q_R совпадали с практически полным отсутствием базального дыхания при промерзании почвы в зимние месяцы.

Наибольшие значения Q_R были отмечены, как правило, весной и осенью после проведения агротехнических мероприятий (вспашка, внесение удобрений). Наименьшие (средние) значения Q_R были отмечены на целинных (непахотных) участках дерново-подзолистой почвы и чернозема. При агроиспользовании этих почв (вспашка, удобрения, сельскохозяйственные культуры) происходило увеличение Q_R по сравнению с соответствующим целинным аналогом, причем в дерново-подзолистой почве это превышение составляло от 1,9 до 3,3, а в черноземе – от 1,7 до

Таблица 74. Значения микробного метаболического коэффициента (Q_R) в дерново-подзолистой почве и черноземе (27 месяцев наблюдения)

Почва (слой, см)	Обработка почвы*	Размещение культур	$Q_R = \text{БД/СИД}$	
			Интервал	Среднее ($n = 15$)
Дерново-подзолистая (0–20)	Залежь	Многолетние травы	0–0,110	0,052
	Контроль	Севооборот	0,005–0,306	0,099
	НПК		0,020–0,314	0,171
	Навоз		0–0,347	0,064
Чернозем выщелоченный (0–30)	Целина	Многолетние травы	0,016–0,162	0,053
	Контроль	Севооборот	0–0,534	0,092
	НПК		0,007–0,837	0,152
	Навоз		0–0,528	0,111
	Контроль	Монокультура	0,007–0,642	0,103
	НПК		0,004–0,615	0,157
	Навоз		0,004–0,372	0,090

Примечание. *См. пояснения в табл. 56.

3,0 раза. В целом агроиспользование почв вызвало примерно одинаковое возрастание (2–3 раза) величины микробного метаболического коэффициента в обоих типах исследуемых почв.

Оценка вклада различных факторов в изменение величины Q_R дерново-подзолистой почвы и чернозема представлена в табл. 75. Наибольший вклад в дисперсию значений Q_R привносил фактор “время”. В дерново-подзолистой почве вклад этого фактора составил около 20, а в черноземе – 54%. Фактор “обработка” для дисперсии значений Q_R в дерново-подзолистой почве составил примерно 18, а в черноземе – менее 4%. Сочетание двух факторов (“время” и “обработка”) привносило около 40% в дисперсию значений Q_R обоих типов почв.

Итак, существенное влияние на величину метаболического коэффициента, характеризующего устойчивость микробного сообщества, оказывал временной, или сезонный, фактор, определяемый гидротермическими условиями почвы. Влияние этого фактора существенно выше в черноземе, чем в дерново-подзолистой почве. Фактор “обработки”, или агроиспользования, почв был более значим (18%) для дерново-подзолистой почвы, чем для чернозема (4%). Другими словами, сельскохо-

Таблица 75. Оценка вклада факторов в изменение метаболического коэффициента (Q_R) дерново-подзолистой почвы и чернозема в условиях севооборота (двухфакторный анализ ANOVA)

Фактор	Число степеней свободы, df	Сумма квадратов, SS	Вклад в дисперсию, %	F-значение
<i>Дерново-подзолистая почва</i>				
Сумма	119	1,566		
Время (t)	9	0,314	20,1	7,186***
Обработка (Tr)	3	0,288	18,4	19,758***
t · Tr	27	0,575	36,7	4,382***
Ошибка	80	0,389		
<i>Чернозем выщелоченный</i>				
Сумма	131	3,669		
Время (t)	10	1,963	53,5	69,246***
Обработка (Tr)	3	0,136	3,7	16,012***
t · Tr	30	1,320	36,0	15,518***
Ошибка	88	0,249		

Примечание. ***Уровень значимости для F-распределения (α) = 0,001.

зайственное использование дерново-подзолистой почвы оказывало большее влияние на устойчивость микробного сообщества, чем чернозема.

Была отмечена тенденция увеличения значений Q_R чернозема при монокультуре пшеницы (табл. 76). Вклад фактора “растение” в дисперсию Q_R составил более 18%, но его влияние было недостоверным. Иными словами, многолетнее возделывание монокультуры на черноземе приводило лишь к незначительному изменению величины метаболического коэффициента. Можно считать, что это еще одно подтверждение высокой устойчивости чернозема к агровоздействию.

Кроме того, был проведен дисперсионный анализ значений Q_R (два типа почвы, все варианты агроиспользования), который показал, что около 25% дисперсии Q_R приходилось на долю сезонных изменений, или фактора “время”, “обработка” почвы – около 9, а влияние “тип” почвы – только 1% (показатели анализа ANOVA не приведены).

Следовательно, основным фактором изменчивости метаболического коэффициента исследуемых почв было “время”, что связано с влиянием прежде всего гидротермических условий (сезоны года) на микробное сообщество. Это дает основа-

Таблица 76. Оценка вклада факторов в изменение метаболического коэффициента (Q_R) выщелоченного чернозема в условиях севооборота и монокультуры (трехфакторный анализ ANOVA)

Фактор	Число степеней свободы, df	Сумма квадратов, SS	Вклад в дисперсию, %	F-значение
Сумма	215	4,299		
Время (t)	8	1,088	25,3	40,923***
Обработка (Тг)	3	0,364	8,5	36,531***
Растение (Pl)	1	0,018	0,4	5,379*
t · Тг	24	0,752	17,5	9,432***
t · Pl	8	0,793	18,4	0,073 ^{ns}
Тг · Pl	3	0,053	1,2	5,362**
t · Тг · Pl	24	0,751	17,5	9,418***
Ошибка	144	0,478		

Примечание. ***Уровень значимости для F-распределения (α) = 0,001; ** 0,01; * 0,1; ns означает недостоверность.

ние считать, что основными факторами, влияющими на величину Q_R , могут быть сезонные изменения в почве, связанные с циклами высушивания–увлажнения, а также замораживания–оттаивания.

Таким образом, однотипное агроиспользование почв приводит к увеличению (в два-три раза) значений их метаболического коэффициента по сравнению с целинными аналогами. Такое явление может свидетельствовать как о некой “разбалансированности процессов минерализации и синтеза органического вещества” при распашке почв (Паринкина, Ключева, 1995), так и изменении в функционировании микробного сообщества, выраженном метаболическим коэффициентом, а также тенденцией к изменению устойчивости почв по сравнению с целинными аналогами при таком воздействии.

Итак, нашими экспериментальными исследованиями установлено, что состояние микробного сообщества почвы можно оценить интегральным показателем, микробным метаболическим коэффициентом. Значения этого коэффициента в основном не зависят от температуры и влажности почвы (вне иссушения и замораживания почвы). Внесение различных поллютантов в почву приводит к возрастанию в несколько раз величины микробного метаболического коэффициента по сравнению с контрольной (без поллютанта) поч-

вой. Длительное однотипное агроиспользование почв также вызывает увеличение (2–3 раза) метаболического коэффициента по сравнению с целинными аналогами. Микробный метаболический коэффициент как показатель экофизиологического статуса почвенных микроорганизмов может отражать устойчивость микробного сообщества почвы, в том числе и при различных антропогенных воздействиях. Исходя из важности, лабильности, чувствительности микробного компонента почвы к различным воздействиям, есть основание считать, что метаболический коэффициент может характеризовать и устойчивость почвы в целом как биологического объекта.

VIII. 5. ВРЕМЕННÓЕ И ПРОСТРАНСТВЕННОЕ ВАРЬИРОВАНИЕ МИКРОБНОГО МЕТАБОЛИЧЕСКОГО КОЭФФИЦИЕНТА: УСТОЙЧИВОСТЬ МИКРОБНЫХ СООБЩЕСТВ ПОЧВ РАЗНЫХ ЭКОСИСТЕМ

За последние годы существенно возросли исследования, в которых определяли величину микробного метаболического коэффициента и его связь с различными воздействиями на почву (Insam, 1990; Santruckova, Straskraba, 1991; Wolters, Joergensen, 1991; Wardle, 1993; Sakamoto, Oba, 1994; Smith et al., 1994; Sparling et al., 1994; Wardle, Ghani, 1995; Anderson, Joergensen, 1997; Blagodatskaya, Anderson, 1998; 1999). Однако до сих пор остаются без должного внимания вопросы, связанные с границами значений этого коэффициента, в том числе и определяемых разными авторами и методиками, а также с его временной и пространственной динамикой в почвах “вне видимых нарушений” (например, без избыточного содержания поллютанта и вне гидротермических стрессовых воздействий). В связи с этим нашей задачей на этом отрезке исследований было: 1) выявить временное и пространственное варьирование микробного метаболического коэффициента почвы (qCO_2); 2) определить величину qCO_2 в почвах разных биоклиматических зон и разных экосистем; 3) показать, что qCO_2 – количественный показатель устойчивости почвы как природного биологического объекта.

Сведения о географическом положении, климатических показателях, типах исследуемых почв и экосистем приведены в табл. 77 (эксперименты были выполнены в соответствующих странах).

Таблица 77. Почвы, местоположение, время отбора образцов и число площадок

Географическое положение	Координаты (широта, долготы), °	Среднегодовое значение	
		Температура, °С	Осадки, мм
Белоруссия (Могилевская обл.)	54 (С) 30 (В)	5,3	644
Россия (Московская обл.)	55 (С) 38 (В)	3,9	570
Германия (Нижняя Саксония)	52 (С) 10 (В)	7,9	720
США (Джорджия)	34 (С) 83 (З)	16,8	1255

Временная динамика qCO_2

а) лабораторные условия. Длительное инкубирование (более месяца) почвенного образца привело к существенному снижению скорости базального дыхания (в 2,3–2,5 раза) и незначительному уменьшению микробной биомассы (в 1,1–1,2 раза) по сравнению с начальными значениями (табл. 78). В почве 1 (высокое содержание микробной биомассы) обнаружены низкие значения qCO_2 , а в почве 2 (низкое содержание биомассы) отмечены высокие – qCO_2 . Средняя величина qCO_2 за наблюдаемый период в почве 1 была в 1,6 раза меньше, чем в почве 2. Различия между почвами по величине qCO_2 сохранялись за период инкубации и оказались выше их временных изменений. В целом за период инкубации величина qCO_2 варьировала незначительно, коэффициент временной вариации составил 22 и 18% для почвы 1 и 2 соответственно.

При кратковременной инкубации (7 суток) серой лесной почвы разных экосистем оказалось, что достоверно низкие значения qCO_2 были в лесу, а достоверно высокие – на лугу и пашне (табл. 79). Коэффициент вариации средних величин qCO_2 (за неделю) в почве леса, луга и пашни составил 21, 5 и 25% соответственно. В почве леса низким значениям метаболического коэффициента соответствовали высокие значения микробной биомассы, а в почве пашни и луга высоким значениям qCO_2 – низкие.

При длительном инкубировании (35 суток) в лабораторных условиях краснозема разных экосистем были выявлены достоверные различия между величинами qCO_2 под древесной (лес) и травянистой (пастбище, пашня) растительностью, а также между типами леса (табл. 80). Почва хвойного леса имела дос-

Тип почвы	Экосистема	Отбор образцов, год	Число пикетов
Дерново-подзолистая	Лес/луг/агро	1993	45
Торфяно-болотная	Лес/луг/агро	1993	11
Серая лесная	Лес/луг/агро	1994	3
Бурая лесная	Лес	1996	40
Краснозем	Лес/луг/агро	1994 1997	4

Таблица 78. Изменение базального дыхания (БД), микробной биомассы (МБ) и метаболического коэффициента (qCO_2) пахотного краснозема при инкубации в лабораторных условиях (22 °С, 60% ПВ)

Инкубация, сут	БД, $\mu\text{кг С-CO}_2 \cdot \text{г}^{-1} \text{ час}^{-1}$		МБ, $\mu\text{кг С} \cdot \text{г}^{-1}$		qCO_2^* (среднее \pm станд. откл., $n = 5$)	
	Почва**					
	1	2	1	2	1	2
0	3,2	–	879	–	3,9 \pm 0,5	–
1	2,6	1,6	856	291	3,0 \pm 0,2	5,8 \pm 0,5
2	3,1	1,3	939	300	3,5 \pm 0,3	4,0 \pm 0,4
3	2,9	1,2	993	274	2,9 \pm 0,3	4,3 \pm 0,5
4	–	1,2	–	295	–	4,5 \pm 0,5
7	2,2	–	920	–	2,3 \pm 0,3	–
8	2,0	1,4	–	286	–	5,1 \pm 0,6
14	1,9	1,2	794	267	2,5 \pm 0,6	4,7 \pm 0,5
21	–	–	830	–	2,3 \pm 0,1	–
24	1,8	1,1	–	252	–	3,9 \pm 0,3
29	–	–	764	–	2,4 \pm 0,3	–
35	1,3	0,7	–	249	–	2,8 \pm 0,1
42	–	–	772	–	1,7 \pm 0,1	–
Среднее	–	–	861 \pm 79	277 \pm 19	2,7 \pm 0,6	4,4 \pm 0,8

Примечание. * $\mu\text{кг С-CO}_2 \cdot \text{мг}^{-1} \text{ С}_{\text{мик}} \cdot \text{час}^{-1}$; **почва 1 – суглинистая, под клевером; почва 2 – супесчаная, под хлопком; прочерк означает отсутствие измерений.

Таблица 79. Изменение метаболического коэффициента ($q\text{CO}_2$) серой лесной почвы разных экосистем в условиях лабораторного опыта (22 °С, 60% ПВ)

Экосистема	Микробная биомасса, $\text{мкг С} \cdot \text{г}^{-1}$, интервал (среднее)	$q\text{CO}_2$, $\text{мкг С}-\text{CO}_2 \cdot \text{мг}^{-1} \text{С}_{\text{мик}} \cdot \text{час}^{-1}$ (среднее \pm стандартное отклонение, $n = 3$)			
		Инкубация, сут			
		1	3	7	Среднее*
Лес	1429–1627 (1523)	1,7 \pm 0,3	1,2 \pm 0,1	1,4 \pm 0,1	1,4в \pm 0,3
Луг (сеяный)	486–586 (535)	3,8 \pm 0,4	3,5 \pm 0,7	3,5 \pm 0,4	3,6а \pm 0,2
Агро	200–217 (210)	3,6 \pm 0,6	2,6 \pm 0,1	2,2 \pm 0,3	2,8а \pm 0,7
					НСР _{0,05} 0,9

Примечание. *Величины с разными буквами достоверно различаются при $P = 95\%$.

товерно высокие значения $q\text{CO}_2$ и наименьшее значение микробной биомассы, а почва лиственного леса – достоверно низкие величины $q\text{CO}_2$ и высокие – микробной биомассы. Коэффициент вариации величины $q\text{CO}_2$ краснозема разных экосистем не превышал 14% за 35 суток инкубации.

Таким образом, исследованные почвы с разной биогенностью (микробная биомасса) имели различные значения $q\text{CO}_2$. Почвы с высоким содержанием микробной биомассы имели низкие величины $q\text{CO}_2$, а с низким содержанием – высокие $q\text{CO}_2$. Учитывая, что в отторгнутом образце почвы происходило уменьшение в основном базального дыхания; рекомендуется для определения величины $q\text{CO}_2$ инкубировать почву в лабораторных условиях не более одной–двух недель. Ранее нами было показано, что такие процедуры, как усреднение и просивание почвенного образца, приводили к возрастанию базального и субстрат-индуцированного дыхания (Ананьева и др., 1993). Кроме того, увлажнение сухого образца почвы (влажность $\leq 15\%$ от сухого веса) также приводит к резкому возрастанию выделения CO_2 (Ананьева и др., 1997). Поэтому до начала определения $q\text{CO}_2$ (респирометрические определения БД и СИД) почвенный образец следует преинкубировать при оптимальной температуре (15–20 °С) и влажности около 20% от сухого веса не менее трех–пяти суток.

Таблица 80. Содержание органического углерода ($C_{орг}$), микробной биомассы (МБ), значения рН почвы и метаболического коэффициента (qCO_2) краснозема разных экосистем за 35 суток инкубации (22°C, 60% ПВ)

Экосистема (растительность)	$C_{орг}$, %	рН _{H₂O}	МБ, мкг С · г ⁻¹ (среднее)	qCO_2 , мкг С- CO_2 · мг ⁻¹ С _{мик} · час ⁻¹	
				Среднее ± станд. отклонение (n = 6)*	Интервал
Лес (сосна)	1,5	6,1	636	5,3а±0,5	6,0–4,8
Пастбище (травы)	0,8	6,9	1231	4,4в±0,4	4,8–3,3
Агро (пшеница)	1,3	6,4	820	4,4в±0,5	5,0–4,0
Лес (дуб)	3,8	6,4	2091	3,6с±0,5	4,3–2,6 НСР _{0,05} 0,6

Примечание. *Величины с различными буквами достоверно различаются при P = 95%.

б) *полевые условия (вегетационный период)*. В серой лесной почве разных экосистем была прослежена динамика величины qCO_2 за период положительных температур воздуха для этого района (табл. 81). Значения метаболического коэффициента почвы исследуемых экосистем менялись в зависимости от срока отбора образца. В целом за период наблюдения достоверно низкие значения qCO_2 были отмечены в почве леса, а достоверно высокие – на лугу и пашне. Коэффициент вариации величин qCO_2 (за шесть сроков наблюдения) составил 25, 19 и 20% для почвы леса, луга и пашни соответственно.

Таким образом, определены временные изменения величины метаболического коэффициента разных типов почв и экосистем в природных и лабораторных условиях. Коэффициент временной вариации qCO_2 в исследованных почвах не превышал 25%. Такие пределы временного варьирования величины qCO_2 позволяют сделать вывод о возможности его определения при однократном отборе образцов почвы. А учитывая, что наибольшее варьирование qCO_2 связано с температурой и влажностью анализируемой почвы, для такого измерения следует отбирать образцы весной (достаток влаги и повышение температуры) до проведения агротехнических мероприятий (для агроэкосистем).

Таблица 81. Изменение метаболического коэффициента (qCO_2) в серой лесной почве разных экосистем

Экосистема	Сорг, %	pH _{KCl}	Микробная биомасса, мкг С · г ⁻¹ , среднее (интервал)
Лес	2,9	5,0	1340(1008–1778)
Луг	1,4	4,2	825(527–1098)
Агро	1,2	4,6	350(180–513)

Примечание. *Величины с различными буквами достоверно различаются при P = 95%.

Пространственное варьирование qCO_2

Для оценки пространственной вариабельности микробного метаболического коэффициента почв была выбрана территория (42 км², 56 точек-пикетов) Могилевской обл. Белоруссии (табл. 82 и Приложение 3). В дерново-подзолистой почве разных экосистем величина qCO_2 изменялась от 1,1 до 5,1, а в торфяно-болотной – от 1,9 до 4,4 мкг С–CO₂ мг⁻¹ С_{мик} · час⁻¹. Средние значения qCO_2 почв леса, луга и пашни (для каждого типа почв отдельно) достоверно (P = 95%) не различались. Коэффициент вариации (КВ), или пространственной изменчивости, величины qCO_2 составил 27, 14 и 39% в дерново-подзолистой и 22, 12 и 12% в торфяно-болотной почвах для леса, луга и пашни соответственно. Варьирование qCO_2 было наибольшим на пахотной дерново-подзолистой почве (КВ = 39%), а наименьшим – на лугу торфяно-болотной (12%) и дерново-подзолистой (14%) почв.

Результаты дисперсионного анализа пространственных значений метаболического коэффициента почв территории представлены в табл. 83. Наибольший вклад (около 40%) в дисперсию значений qCO_2 внес фактор “органическое вещество”. В почвах с высоким содержанием органического вещества (более 5%), основную часть которых составляют торфяно-болотные, отмечено высокое значение qCO_2 . Почвы с низким содержанием органического вещества (менее 5%) имели и низкие значения qCO_2 . Влияние фактора “агроиспользование” почв, pH, а также “направление” и “расстояние” от источника выбросов промышленного предприятия было недостоверным при заданном уровне вероятности. Кроме того, все перечисленные факторы описывали не

$q\text{CO}_2$, мкг С- CO_2 мг⁻¹ С_{мик} · час⁻¹
(среднее ± стандартное отклонение, $n = 3$)

Май 1	Июнь	Июль	Август	Сентябрь	Май 2	Среднее ($n = 6$)*
2,3±0,1	1,7±0,3	2,9±0,1	2,7±0,2	3,5±0,6	3,7±0,1	2,8±0,7
3,5±0,4	4,2±0,5	6,1±0,4	4,7±0,5	5,2±1,2	4,8±0,7	4,8±0,9
4,1±0,9	2,9±0,1	5,0±0,3	4,6±0,4	4,0±0,2	3,2±0,4	4,0±0,8
						НСР _{0,05} 1,0

более 30% всей дисперсии $q\text{CO}_2$ ($R^2 = 0,34$). Поэтому есть основание считать, что величина микробного метаболического коэффициента почв исследуемой территории не зависела от типа растительности и их агроиспользования.

Для оценки пространственной вариабельности величины $q\text{CO}_2$ лесных почв Германии (725 км²) были выбраны пикеты под хвойной и лиственной растительностью (табл. 84). В почвах хвойного леса с нейтральным рН среднее значение $q\text{CO}_2$ было почти в два раза меньше, чем с кислым. В лиственном лесу средние значения $q\text{CO}_2$ (нейтральная и кислая рН) достоверно не различались.

Коэффициент пространственной вариации величин $q\text{CO}_2$ в почве хвойного леса составил 12 и 30%, а в лиственном лесу – 22 и 25% для кислого и нейтрального рН соответственно. Пространственное варьирование величины $q\text{CO}_2$ внутри каждой группы почв (кислое и нейтральное рН) не превышало 30%.

В целом для почв хвойного леса коэффициент вариации $q\text{CO}_2$ составил 36% ($n = 20$), а лиственного леса – 24% ($n = 20$). Пространственное варьирование величины $q\text{CO}_2$ для лесных почв Германии (хвойного и лиственного лесов, $n = 40$) составило 31%.

Почвы исследуемых территорий (Германии и Белоруссии) отличались по содержанию микробной биомассы, органического углерода и величине рН (табл. 82, 84). Однако не было обнаружено корреляции между величиной $q\text{CO}_2$ и содержанием микробной биомассы, а также $q\text{CO}_2$ и содержанием органического углерода в исследуемых почвах. Кроме того, необходимо отметить, что значения микробного метаболического коэффициента исследуе-

Таблица 82. Содержание органического углерода ($C_{\text{орг}}$), микробной биомассы (МБ), значения рН почвы и метаболического коэффициента ($q\text{CO}_2$) почв разных экосистем (Могилевская обл., Белоруссия)

Почва	Экосистема	Число пикетов	Показатели, среднее (интервал)	
			$C_{\text{орг}}$, %	рН _{КС1}
Дерново-подзолистая	Лес	21	2,4(0,9–4,7)	4,1(3,4–5,0)
	Луг	4	1,5(0,9–1,9)	5,9(5,4–6,7)
	Агро	20	1,7(0,9–3,6)	5,5(3,8–6,9)
Торфяно-болотная	Лес	3	6,1(5,1–7,1)	3,6(3,1–3,9)
	Луг	5	16,2(7,7–25,7)	5,5(4,7–6,9)
	Агро	3	14,1(11,0–16,0)	4,9(4,1–5,1)

Почва	Экосистема	Число пикетов	Показатели, среднее (интервал)	
			МБ, $\text{мкг С} \cdot \text{г}^{-1}$	$q\text{CO}_2$, $\text{мкг С-CO}_2 \cdot \text{мг}^{-1} \cdot \text{С}_{\text{мик}} \cdot \text{час}^{-1}$
Дерново-подзолистая	Лес	21	1637(666–2766)	$2,2 \pm 0,6^*$ (1,6–3,8)
	Луг	4	2115(1068–4139)	$2,1 \pm 0,3$ (1,7–2,4)
	Агро	20	727(296–2726)	$2,3 \pm 0,9$ (1,1–5,1)
Торфяно-болотная	Лес	3	2369(1656–3635)	$3,6 \pm 0,8$ (2,8–4,4)
	Луг	5	2662(1066–4136)	$2,5 \pm 0,3$ (1,9–2,7)
	Агро	3	1639(536–2914)	$2,4 \pm 0,3$ (2,0–2,5)

Примечание. * \pm – стандартное отклонение для числа пикетов в экосистеме.

ных почв были в довольно узком интервале от 0,9 до 5,1 $\text{мкг С-CO}_2 \cdot \text{мг}^{-1} \cdot \text{С}_{\text{мик}} \cdot \text{час}^{-1}$. Иными словами, изменение величины $q\text{CO}_2$ почв разных экосистем было в пределах одного порядка.

В литературе имеются противоречивые сведения о корреляционной зависимости $q\text{CO}_2$ и микробной биомассы почв. Так, Вардл и Гейни (Wardle, Ghani, 1995), Уолтер и Йоргенсен (Wolters, Joergensen, 1991) и Сариг, Стейнбергер (Sarig, Steinberger, 1994) отмечали тесную (отрицательную) корреляционную зависимость этих показателей либо для отдельного набо-

Таблица 83. Оценка вклада факторов в изменение микробного метаболического коэффициента почв (дерново-подзолистая и торфяно-болотная) разных экосистем территории Могилевской обл. ($n = 56, R^2 = 0,34$)

Фактор	Вклад в дисперсию, %	Уровень значимости для F-распределения (α)	Группировки*
$C_{орг}$	40,4	0,0017	>5% (а) <5% (в)
Агро-использование	16,1	0,0700	а (одна группа)
Направление от источника выбросов	5,6	0,4700	а (одна группа)
Расстояние от источника выбросов	17,4	0,0161	а (одна группа)
pH почвы	20,5	0,0353	а (одна группа)

Примечание. *Группировки с разными буквами для каждого фактора отдельно различались достоверно при $P = 95\%$ (тест Дункана однофакторного анализа ANOVA).

ра почв, либо для почв одной экосистемы. В других работах есть утверждение, что величина qCO_2 не коррелирует с почвенной микробной биомассой (Sakamoto, Oba, 1994; Bradley, Fyles, 1995).

Различные значения qCO_2 почв одного типа, но разных экосистем отмечены многими авторами (Santruckova, Straskraba, 1991; Sparling et al., 1994; Zelles et al., 1994; Wardle, Ghani, 1995). Ими показано, что в естественных экосистемах (лес, луг) величина qCO_2 была заметно ниже, чем в агроэкосистемах.

Оценке величины метаболического коэффициента разных типов почв и экосистем посвящено большое число работ за последние годы (табл. 85). Мы обобщили эти результаты, чтобы сравнить величины qCO_2 почв, полученные разными авторами. Значения qCO_2 почв изменялись от 0,5 до 6,4 $\text{мкг C-CO}_2 \cdot \text{мг}^{-1} C_{\text{мик}} \cdot \text{час}^{-1}$. Так, в почвах лесных экосистем Германии, Канады, Чехии, Новой Зеландии и Испании величина qCO_2 составляла от 0,5 до 6,0, а в агроэкосистемах разных стран – от 0,5 до 4,7 $\text{C-CO}_2 \cdot \text{мг}^{-1} C_{\text{мик}} \cdot \text{час}^{-1}$. Отмечено также, что в почвах различных климатических зон величина qCO_2 возрастала с повышением среднегодовой температуры (Insam,

Таблица 84. Содержание органического углерода ($C_{орг}$), микробной биомассы (МБ), значения рН и метаболического коэффициента (qCO_2) лесных почв Германии (Нижняя Саксония)

Тип леса	Кислотность почвы	Число пикетов	Показатели, среднее (интервал)	
			$pH_{КС}$	$C_{орг}$, %
Хвойный	Кислая	10	3,2(2,8–3,7)	11,2(5,2–19,5)
	Нейтральная	10	6,6(6,2–6,9)	7,4(4,8–9,3)
Лиственный	Кислая	10	3,3(3,1–3,8)	4,9(3,4–9,3)
	Нейтральная	10	6,6(6,2–6,9)	6,3(4,2–11,6)

Тип леса	Кислотность почвы	Число пикетов	Показатели, среднее (интервал)	
			МБ, $\text{мкг С} \cdot \text{г}^{-1}$	qCO_2 , $\text{мкг С} - CO_2 \cdot \text{мг}^{-1} C_{\text{мик}} \cdot \text{час}^{-1}$
Хвойный	Кислая	10	569(219–1345)	$2,4 \pm 0,3^*(2,0 - 2,9)$
	Нейтральная	10	1553(873–2734)	$1,3 \pm 0,4(0,9 - 2,2)$
Лиственный	Кислая	10	349(256–450)	$1,8 \pm 0,4(1,5 - 2,8)$
	Нейтральная	10	1248(429–2904)	$1,6 \pm 0,4(1,0 - 2,3)$

Примечание. * \pm – стандартное отклонение для числа пикетов в экосистеме.

1990; Trasar-Cepeda et al., 1998). В наших экспериментах наиболее высокие значения qCO_2 (до $5,6 \text{ мкг С} - CO_2 \cdot \text{мг}^{-1} C_{\text{мик}} \cdot \text{час}^{-1}$) также были зафиксированы в красноземе субтропической зоны на юге США (табл. 71, 72).

Таким образом, на основании собственных экспериментов и экспериментов других ученых можно полагать, что значение микробного метаболического коэффициента почв разных экосистем меняется довольно в узком интервале. Пространственная изменчивость значений qCO_2 различных типов почв, принадлежащих одному типу экосистемы, лежит в пределах одного порядка. Кроме того, именно этот показатель, по мнению ряда исследователей, может служить оценкой устойчивости микробного сообщества, а значит, и почвы в целом к различным воздействиям (Insam, Haselwandler, 1989; Anderson, Domsh, 1990; 1993; Wolters,

Таблица 85. Величина метаболического коэффициента ($q\text{CO}_2$) в почвах разных экосистем (данные за 1990–1998 гг.)

Литературный источник	Экосистема	Место расположения	$q\text{CO}_2$, мкг С- $\text{CO}_2 \cdot$ $\cdot\text{Мг}^{-1} \text{С}_{\text{мик}} \cdot \text{час}^{-1}$	Число пикетов
Wardle, 1993	Лес	Новая Зеландия	4,9–5,3	16
Trasar-Cereda et al., 1998	Лес(дуб)	Испания	5,0–6,0	3
Smith et al., 1994	Степь	США	1,2–0,4	41
Santruckova,	Залежь		3,6*	1
Straskraba, 1991	Агро	Чехословакия	4,7*	1
	Луг		2,9*	1
	Лес (листв.)		3,3*	1
Anderson, Joergensen, 1997	Лес (бук)	Германия	0,9–3,0	40
Bauhus et al., 1998	Лес (смешан.)	Канада	1,2–1,4	4
Garcia et al., 1997	Степь (пустынная)	Испания	2,1–6,4	18
Wolters, Joergensen, 1991	Лес (бук)	Германия	1,4–2,4	6
Chang, Трофумов, 1996	Лес (кедр)	Канада	1,5–2,0	6
Insam, 1990	Агро	Сев. Америка (Канада и США)	0,5–3,5	21
Sparling et al., 1994	Лес	Новая Зеландия	0,5–0,7	3
	Пастбище		0,7–1,0	2
Zelles et al., 1994	Агро		0,8–0,9	4
	Агро	Германия	1,2–1,8	2
	Луг		0,8	1

Примечание. * Средние значения за три года измерения.

1991). Поэтому невысокая пространственная изменчивость $q\text{CO}_2$ и высокая его чувствительность к воздействиям на почву дают нам основание считать величину $q\text{CO}_2$ характеристикой (индексом, показателем, критерием) состояния почвы как биологического объекта.

Изучение пространственной и временной динамики $q\text{CO}_2$ почв позволило сделать следующее заключение:

1) установлена временная динамика $q\text{CO}_2$ в почвах (коэффициент вариации $\leq 25\%$);

2) установлена пространственная динамика $q\text{CO}_2$ в почвах разных климатических зон и экосистем (коэффициент вариации в пределах одной экосистемы $\leq 39\%$);

3) значение $q\text{CO}_2$ в исследованных нами почвах “вне видимых нарушений” изменялось от 0,9 до 6,1 $\text{мкг С-CO}_2 \cdot \text{мг}^{-1} \text{С}_{\text{мик}} \cdot \text{час}^{-1}$;

4) микробный метаболический коэффициент может служить количественным показателем состояния и устойчивости микробного сообщества почвы.

Глава IX

СРАВНЕНИЕ УСТОЙЧИВОСТИ ПОЧВЫ ПРИ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ВОЗДЕЙСТВИЯХ

“Здесь думал я поднять таинственный покров
С чела таинственной природы...”

Д.В. Венивитинов (1820)

Почва как природная система постоянно подвергается различным воздействиям. Слабое воздействие принято называть нарушением, сильное – стрессом (Stress effects on natural ecosystems, 1981; Wardle, Giller, 1996). Наиболее широко применяемым показателем нарушения и стресса в почве или мерой устойчивости почв к воздействиям является величина микробного метаболического коэффициента qCO_2 (Anderson, Domsch, 1985a, b; Ohtonen, 1994; Wardle, Ghani, 1995). Было показано, что увеличение qCO_2 происходило при различных природных экстремальных ситуациях: попадании в почву вулканического пепла и воздействии огня (Fritze et al., 1994; Pietikainen, Fritze, 1995), в циклах высушивания–увлажнения (West et al., 1989; Sarig, Steinberger, 1994; Scheu, Parkinson, 1994) и замораживания–оттаивания (Winter et al., 1994) почвы. Изменение величины qCO_2 почвы, как правило увеличение, отмечали и при различных антропогенных воздействиях: загрязнении тяжелыми металлами (Fliebsbach et al., 1994; Leita et al., 1995; Insam et al., 1996), серой и азотом (Ohtonen, 1994), а также при многолетнем возделывании монокультуры сельскохозяйственных растений (Anderson, Domsch, 1990). Сравнивая величины qCO_2 нарушенной и ненарушенной (контроль) почвы, можно дать оценку различным воздействиям.

Вопрос об опасности различных антропогенных воздействий на почву во многом остается дискуссионным. Отчасти из-за ложного представления о неисчерпаемой возможности почвы к самоочищению и восстановлению. На наш взгляд, суждения о потенциальном риске антропогенных нарушений в почве могли бы быть более успешными, если их сравнить с природными стрессовыми воздействиями. Так, природными стрессами для почвенных микроорганизмов могут быть циклы высушивания–реувлажнения и замораживания–оттаивания почвы (Sarig, Steinberger, 1994; Scheu, Parkinson, 1994; Winter et al., 1994). Поэтому мы акцентировали внимание на:

- 1) изучении изменения величины $q\text{CO}_2$ при природных и антропогенных воздействиях;
- 2) оценке *степени и продолжительности* нарушения в почве при природных и антропогенных воздействиях;
- 3) оценке опасности антропогенных воздействий на почву путем сравнения их с природными.

IX. 1. ПРИРОДНЫЕ СТРЕССЫ И УСТОЙЧИВОСТЬ МИКРОБНОГО СООБЩЕСТВА ПОЧВЫ

Регулярно повторяющиеся процессы высушивания—увлажнения и замораживания—оттаивания почвы, обусловленные климатическими факторами, способны вызвать значительные изменения ее физических и биологических свойств (Morley et al., 1983; Wardle, Parkinson, 1990b; De Luca et al, 1992; Winter et al., 1994), создавая тем самым стрессовые условия для микробных сообществ.

Замораживание—оттаивание, так же как и высушивание—увлажнение, почвы приводит к разрушению микробных клеток и высвобождению из них органических веществ. Последствием таких воздействий является, например, усиление дыхательной активности (базальное дыхание) почвенных микроорганизмов (Morley et al., Kieft et al., 1987; West et al., 1988; 1989; Zelles et al., 1991; Wang, Bettany, 1993).

Для оценки стрессовых природных воздействий на микробное сообщество были измерены базальное, субстрат-индуцированное дыхания и метаболический коэффициент ($Q_R = \text{БД/СИД}$) почвы. В свежееотобранной почве (“вне видимых нарушений”) величина СИД, как правило, превышала БД примерно в 3–10 раз (рис. 30 а). Динамика этих показателей в почве, находящейся в стрессовых условиях, вызванных высушиванием и замораживанием, также показана на рис. 30 (б и в). После реувлажнения воздушно-сухой почвы активность микроорганизмов (СИД) оказалась довольно низкой, величины СИД не превышали БД в первые сутки инкубации (рис. 30 б). При этом значение метаболического коэффициента в реувлажненной почве было выше (1,3–0,6), чем в свежей (0,2) (рис. 31). В последующие 10 суток инкубации скорость субстрат-индуцированного дыхания реувлажненной почвы возрастала, а значение Q_R уменьшалось.

При оттаивании замороженной почвы величины СИД и БД существенно не различались в первые сутки инкубации, и их значения были выше, чем в реувлажненной почве (рис. 30). Величины метаболического коэффициента в оттаявшей почве были также в среднем выше, чем в реувлажненной (рис. 31).

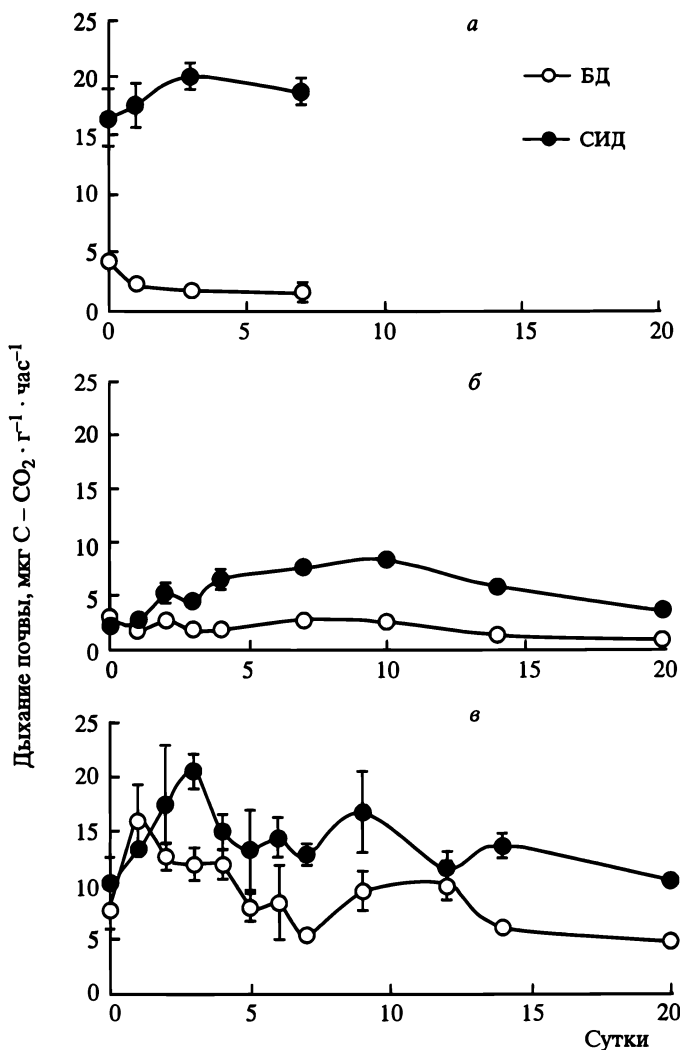


Рис. 30. Динамика базального (БД), субстрат-индуцированного (СИД) дыханий свежей (а), реувлажненной (б) и оттаивающей (в) серой лесной почвы под лесом (22 °С, 60% ПВ)

Результаты экспериментов дают нам основание считать, что природные стрессовые воздействия на почву вызывали изменения в почвенном микробном сообществе. Эти изменения можно регистрировать с помощью микробного метаболического коэффициента, высокие значения которого (>0,5) свидетельствовали о стрессе в микробном сообществе. Низкие значения Q_R (0,2–0,3)

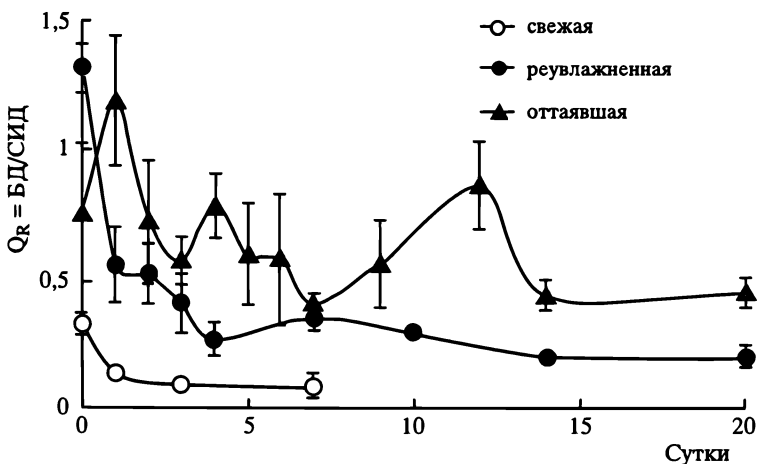


Рис. 31. Изменение микробного метаболического коэффициента (Q_R) серой лесной реувлажненной, оттаявшей и свежей почвы (22 °С, 60% ПВ)

характерны для почвы, в которой отсутствуют заметные нарушения.

Чтобы оценить, за счет чего происходит изменение величины Q_R нарушенной природными стрессами почвы, мы провели дисперсионный анализ значений БД и СИД серой лесной почвы разных экосистем (табл. 86). Наибольший вклад в дисперсию БД (55%) вносил фактор “обработка” (природные стрессы), а в дисперсию СИД – фактор “экосистема” (40%).

Таким образом, природные стрессы (замораживание–оттаивание, увлажнение–высушивание) оказали существенное влияние прежде всего на базальное дыхание почвы. При этих условиях происходило значительное изменение экофизиологического статуса микробного сообщества, выраженного микробным метаболическим коэффициентом. Поэтому есть основание использовать этот коэффициент для индикации стресса и нарушения в микробном сообществе почвы.

IX. 2. ОЦЕНКА СТЕПЕНИ И ПРОДОЛЖИТЕЛЬНОСТИ НАРУШЕНИЯ В ПОЧВЕ

Метаболический коэффициент, в котором одновременно отражены изменения базального дыхания и микробной биомассы, может служить интегральным показателем состояния микробного сообщества почвы. Возрастание величины метаболического коэффициента в результате природных и антропогенных воздействий может свидетельствовать об изменении эко-

Таблица 86. Вклад различных факторов в дисперсию показателей БД и СИД серой лесной почвы трех экосистем ($n = 75$, $R^2 = 0,95$ для БД и $0,98$ для СИД)

Фактор	Показатель	Вклад в дисперсию, %	Группировка по критерию Дункана ($P = 95\%$)
Обработка*	БД	55,4	Оттаивание (а) Реувлажнение + контроль (в)
	СИД	25,0	Оттаивание (а) Контроль (в) Реувлажнение (с)
Экосистема**	БД	12,0	Лес (а) Луг (в) Пашня (с)
	СИД	40,2	Лес (а) Луг (в) Пашня (с)
Время***	БД	3,7	а, в, с
	СИД	4,6	а, в, с, d

Примечание. *Высушивание–увлажнение и замораживание–оттаивание; **лес, луг и пашня; *** время инкубации образца.

физиологического статуса микроорганизмов и тем самым быть показателем нарушения или стресса в микробном сообществе. Поэтому по изменению величины qCO_2 можно судить о нарушении устойчивого (равновесного) состояния почвы, или о нарушении устойчивости почв. Однако одним из чрезвычайно важных вопросов при такой оценке будет определение *степени и продолжительности нарушения / стресса* в почве. В литературе практически нет экспериментальных обоснований для такого подхода. Существует, например, общепринятая описательная характеристика воздействия: оно может быть обратимым и необратимым (Vabich et al., 1983; Pesticide effects on soil microflora, 1987). Кроме того, высказана мысль о возможности определения степени и продолжительности антропогенных воздействий (имеются в виду пестициды) на микробное сообщество, а также о необходимости сравнения этих воздействий с природными стрессами (Domsch, 1984). Наши исследования были направлены на возможность количественной оценки *степени и продолжительности нарушения* в почве, а также сравне-

Таблица 87. Химические показатели и микробная биомасса (МБ) почвы (Ah, 0–10 см), использованных в экспериментах

Тип почвы	Место отбора образцов	Обработка почвы	Экосистема (растительность)	Сорг, %	pH _{KCl}	МБ, мкг С · г ⁻¹
Серая лесная	Россия (Московская обл.)	Высупивание,	Лес (береза)	2,9	5,7	1340
		замораживание,	Луг (травы)	1,4	4,6	825
		поллютанты	Агро (гречиха)	1,2	4,2	350
Бурая лесная	Германия (Нижняя Саксония)	Поллютанты (подкисление)	Лес (бук)	1,6–7,7	5,5–7,2	347–1395
Краснозем	США (Джорджия)	Высупивание,	Лес (дуб)	3,8	6,0	2091
		поллютанты	Пастбище (травы)	0,8	6,4	1231
			Агро (пшеница)	1,3	5,9	820
			Лес (сосна)	1,5	5,2	636
			Агро (клевер)	1,8	5,9	861
			Агро (хлопок)	0,8	5,0	277

ния этих показателей с таковыми от природных воздействий (высушивание–увлажнение; замораживание–оттаивание). Для этих целей использовали образцы разных типов – почв и экосистем, подвергнутых различным обработкам или воздействиям (табл. 87).

Природные воздействия

В этом разделе мы снова вернемся к оценке природных воздействий (высушивание–увлажнение, замораживание–оттаивание) *разных типов почв* (серая лесная, краснозем) и *экосистем* с использованием микробного метаболического коэффициента ($qCO_2 = БД/С_{мик}$).

Высушивание–увлажнение. Реувлажнение высушенного краснозема приводило к резкому возрастанию скорости базального дыхания и содержания микробной биомассы в течение первых суток инкубации (рис. 32 а, б). Спустя трое суток после реувлажнения значения базального дыхания и микробной биомассы уменьшались, а через неделю эти показатели достигали значений, которые существенно не изменялись до конца наблюдения (31 сутки). Динамика этих показателей для обоих типов почв (краснозем и серая лесная) была сходной (см. также гл. IX.1). Динамика величины микробного метаболического коэффициента (qCO_2) после увлажнения сухой серой лесной почвы трех экосистем показана на рис. 33 а. Сразу после увлажнения почвы были отмечены высокие значения qCO_2 , через пять суток они уменьшались, а через семь – были относительно постоянными.

Динамика величин qCO_2 свежееотобранной серой лесной почвы разных экосистем служила контролем и показана на рис. 33 б. За семь суток наблюдения значения qCO_2 практически не изменялись и составили в среднем 1,5; 3,6 и 2,8 $мгг С-CO_2 \cdot мг^{-1} С_{мик} \cdot час^{-1}$ для почвы леса, луга и пашни соответственно. В реувлажненной серой лесной почве наибольшие значения qCO_2 были в 10,8; 3,9 и 4,5 раз выше, чем в контроле для леса, луга и пашни соответственно. А в красноземе после реувлажнения наибольшие значения qCO_2 были всего лишь в 1,8–2,7 раз выше, чем в контрольных почвах.

Замораживание–оттаивание. При оттаивании серой лесной почвы трех экосистем значения метаболического коэффициента были наиболее высокими, как правило, сразу после оттаивания почвы (рис. 33в). Через несколько суток величина qCO_2 оттаявшей почвы снижалась, а через 15 суток она достигала величин, которые были относительно постоянными до конца инкубации. При оттаивании серой лесной почвы леса,

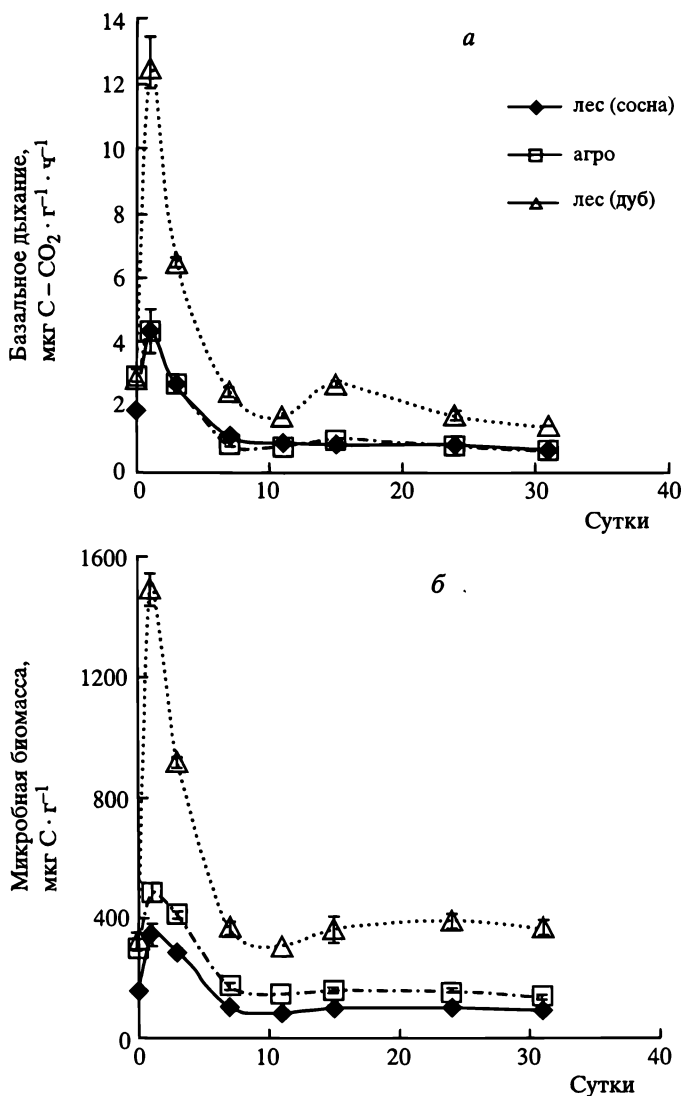


Рис. 32. Изменение базального дыхания (а) и микробной биомассы (б) краснозема разных экосистем после высушивания-увлажнения

луга и пашни наибольшие значения $q\text{CO}_2$ были в 10,5; 3,9 и 4,5 раза выше, чем в контрольных (свежая почва) аналогах соответственно.

Итак, на примере двух различных типов почв (краснозем, серая лесная) трех экосистем (лес, луг, пашня) показано, что после реувлажнения высушенной и оттаивания замороженной почвы

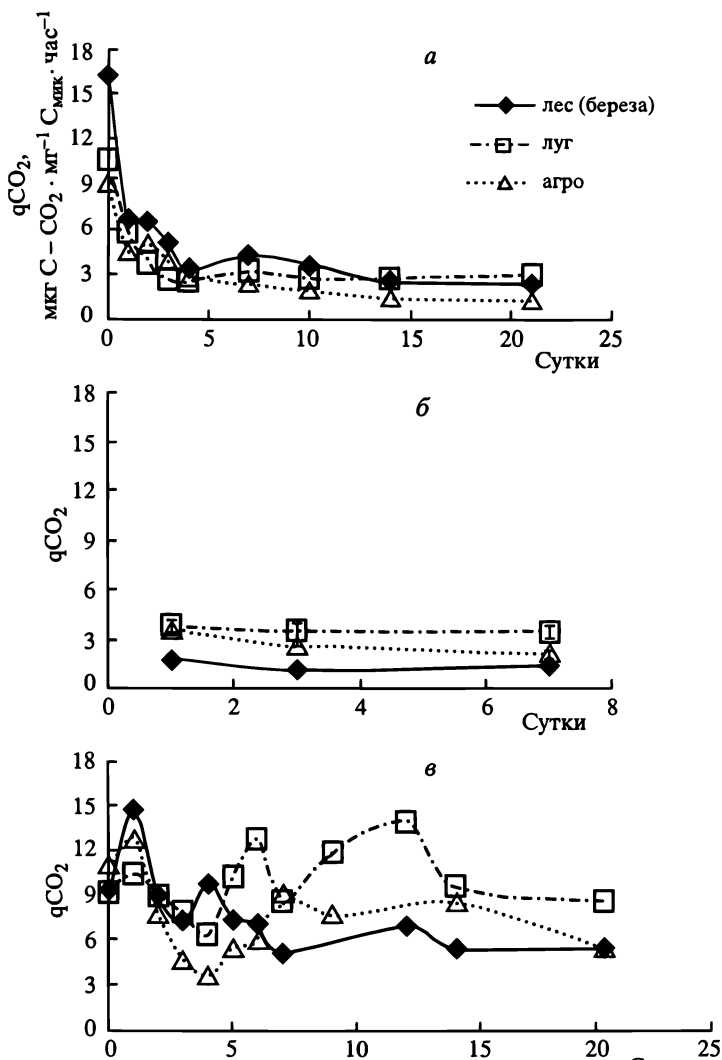


Рис. 33. Изменение метаболического коэффициента (q_{CO_2}) серой лесной почвы разных экосистем: высушивание–увлажнение (*а*), свежая (*б*), замораживание–оттаивание (*в*)

происходит резкое возрастание скорости базального дыхания и содержания микробной биомассы по сравнению с контрольными аналогами. Кроме того, в первые сутки после реувлажнения и оттаивания почвы происходит резкое (примерно в 10 раз) увеличение микробного метаболического коэффициента (q_{CO_2}) по сравнению с соответствующей контрольной почвой. Увеличение показателей БД, МБ и q_{CO_2} может свидетельствовать о существен-

ных экофизиологических изменениях в микробном сообществе почвы под действием этих природных стрессовых воздействий.

Важно отметить также, что по изменению (снижению) величины $q\text{CO}_2$ можно судить о преодолении таких стрессов микробным сообществом. Так, после реувлажнения почвы значения $q\text{CO}_2$ становятся относительно постоянными уже примерно через семь суток, а после оттаивания – примерно через две недели. Поэтому можно считать, что последствия высушивания почвы будут преодолены микробным сообществом через одну неделю, а замораживания – больше по времени, через две недели. Кроме того, реакция микробного сообщества краснозема на стресс от высушивания значительно меньше ($q\text{CO}_2$ возрастал примерно в 2 раза), чем серой лесной ($q\text{CO}_2$ возрастал примерно в 4–10 раз). На основании сравнения значения $q\text{CO}_2$ “сухих” и свежих почв можно полагать, что микробное сообщество краснозема субтропиков США больше “адаптировано” к такому стрессовому воздействию, как иссушение почвы, по сравнению с серой лесной.

Антропогенные воздействия

Тяжелые металлы (свинец). Изменение величины микробного метаболического коэффициента после обработки почвы свинцом представлено в табл. 88. Наибольшее увеличение $q\text{CO}_2$ почвы под клевером было отмечено на 4-е (в 1,7 раза) и 14-е (в 2 раза) сутки для 300 и 1000 мкг Рв · г⁻¹ почвы соответственно. В менее биогенной почве под хлопком (табл. 87) наибольшее увеличение $q\text{CO}_2$ (в 1,4 и 1,7 раз по сравнению с контролем) было на вторые сутки инкубации для низкой и высокой концентрации свинца соответственно. Необходимо отметить, что в почве с большим содержанием микробной биомассы (почва 1) отклик микробного сообщества (увеличение $q\text{CO}_2$) на внесение свинца регистрировали позже, чем с низкой биомассой (почва 2). Кроме того, в почве с повышенным содержанием свинца (1000 мкг · г⁻¹) наблюдали увеличение $q\text{CO}_2$, что может свидетельствовать о большем нарушении микробного сообщества, которое и наступало раньше.

При проведении регулярных динамических наблюдений наибольшее зафиксированное превышение величин $q\text{CO}_2$ нарушенной почвы по сравнению с ненарушенной можно назвать *степенью нарушения* ($C_{\text{нар}}$) и считать ее количественной мерой (оценкой) воздействия. Период времени от внесения свинца и до окончания его воздействия, когда нет достоверного различия величин $q\text{CO}_2$ ненарушенной и нарушенной почвы, можно назвать *продолжительностью нарушения* ($\Pi_{\text{нар}}$). Таким образом, *степень нарушения* микробного сообщества краснозема от внесения

Таблица 88. Изменение микробного метаболического коэффициента (qCO_2) пахотного краснозема, ненарушенного (нн) и нарушенного (н) внесением $Pb(NO_3)_2$ (22 °С, 60% ПВ)

Инку- бация, сут	qCO_2 , $мкг\ C-CO_2 \cdot мг^{-1}\ C_{мик} \cdot час^{-1}$ (среднее значение, $n = 5$)							
	Почва 1 (клевер)				Почва 2 (хлопок)			
	нн (конт- роль)	н (Pb , $мкг \cdot г^{-1}$)		НСР _{0,05}	нн (конт- роль)	н (Pb , $мкг \cdot г^{-1}$)		НСР _{0,05}
		300	1000			300	1000	
1	3,8	4,1	3,9	0,5	5,8	6,5	8,0*	0,8
2	3,5	3,8	4,4*	0,6	4,0	5,6*	6,9*	0,5
3	2,9	3,5	3,6*	0,6	4,3	5,5*	6,5*	0,7
4	2,3	3,9*	4,1*	0,5	4,5	5,4*	6,5*	0,8
8	2,5	3,7*	4,3*	0,5	4,9	5,2	6,4*	0,6
14	2,3	3,3*	4,6*	0,4	4,7	5,1	6,4*	0,7
24	2,4	3,1*	3,9*	0,4	4,0	4,0	4,0	0,4
35	1,7	2,0	3,2*	0,4	2,8	3,2	3,2	0,4

Примечание. * Означает достоверную разницу с ненарушенным вариантом (контроль) для каждой экосистемы отдельно; НСР_{0,05} – наименьшая существенная разница при $P = 95\%$.

свинца ($1000\ мкг \cdot г^{-1}$) составила 2,0 (4,6/2,3) и 1,7 (6,9/4,0) единиц под клевером и хлопком соответственно. А продолжительность нарушения в красноземе с высоким содержанием свинца составила 14 и более 35 суток под хлопком и клевером соответственно (табл. 88).

Пестициды. В красноземе разных экосистем было обнаружено достоверное ($P = 95\%$) возрастание величин qCO_2 под действием фунгицида металаксилла (см. ранее табл. 71 и рис. 34). Превышение qCO_2 нарушенных пестицидом краснозема сохранялось до 48, 21 и 15 суток в хвойном лесу, на пашне и пастбище соответственно. Наибольшее превышение значений qCO_2 почвы с пестицидом над контрольными составило 1,3; 1,2 и 1,2 раза для хвойного леса, пашни и пастбища соответственно. Степень нарушения микробного сообщества под влиянием металаксилла была незначительной, но достоверной и составила 1,3 (6,9/5,2), 1,2 (5,1/4,3) и 1,2 (5,6/4,7) единицы для хвойного леса, пашни и пастбища соответственно. Продолжительность нарушения от внесения металаксилла в хвойном лесу превысила 48 суток, а на пашне и пастбище составила 21 и 15 суток соответственно (рис. 34).

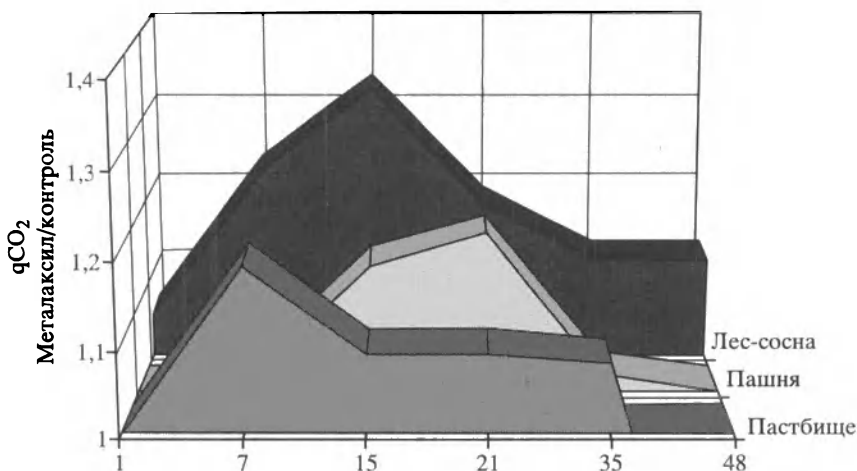


Рис. 34. Изменение метаболического коэффициента ($q\text{CO}_2$) в красной земле с металаксиллом

Подкисление почвы. Подкисление почв (имитация кислотных осадков) приводило в основном к возрастанию величины $q\text{CO}_2$ (табл. 89). При слабом подкислении почвы (уменьшение pH на 1,3–1,6 единицы) наибольшие зафиксированные значения $q\text{CO}_2$ были в 1,7–2,1 раза больше, чем в контроле. Этими величинами мы можем характеризовать *степень* нарушения микробного сообщества. При сильном подкислении почвы (уменьшение pH на 2,8–3,9 единицы) *степень* нарушения составила от 3,1 до 5,9 единиц. Очень сильное подкисление почвы (содержание ионов водорода в 3–10 раз больше, чем при сильном подкислении) вызывало значительное нарушение в микробном сообществе, *степень* которого составила 3,5–8,7 единиц. *Продолжительность* нарушения микробного сообщества резко возрастала с увеличением степени подкисления почвы.

Химикаты. Внесение органических (бензин, автол, солярка, диметилгидразин) и неорганических (азотная кислота) химикатов в почву приводило к возрастанию величины микробного метаболического коэффициента по сравнению с контролем (табл. 90). Наиболее высокие значения $q\text{CO}_2$ ($> 5 \text{ мкг С-}\text{CO}_2 \cdot \text{мг}^{-1} \text{ С}_{\text{мик}} \cdot \text{час}^{-1}$) были отмечены при внесении в почву автола, бензина и ДМГ ($200 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$). *Степень* нарушения зависела от типа поллютанта и его концентрации. Так, низкая концентрация ДМГ ($1 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$ почвы) оказывала значительно меньшее влияние на микробное сообщество, чем высокая ($200 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$). *Продолжительность* нарушения от внесенных химикатов была довольно длительной и, как правило, превышала 40 суток.

Таблица 89. Микробный метаболический коэффициент (qCO_2) в ненарушенных (нн) и нарушенных (н) внесением серной кислоты лесных почвах Германии (22 °С, 60% ПВ)

Подкисление	рН _{KCl}		Общее поступление Н ⁺ , мг · кг ⁻¹ почвы	qCO_2 , мкг С- CO_2 · мг ⁻¹ С _{мик} · час ⁻¹		Оценка нарушения*		
	исходное	после внесения Н ⁺		нн (контроль)	н (наибольшее)	С _{нар} , н/нн	П _{нар} , сут	
<i>Слабое</i>								
Почва	1	5,5	4,2	0,006	1,5	2,6	1,7	> 80
	2	6,0	4,3	0,031	1,5	3,1	2,1	< 80
	3	6,0	4,5	0,032	1,6	3,0	1,9	< 82
<i>Сильное</i>								
Почва	4	6,4	2,8	0,06	1,3	4,1	3,1	> 130
	5	6,8	2,9	0,06	1,0	5,9	5,9	> 130
	6	6,0	3,2	0,06	0,8	2,7	3,4	> 135
<i>Очень сильное</i>								
Почва	7	7,0	4,6	0,21	1,6	5,6	3,5	> 200
	8	7,0	3,6	0,52	0,5	4,3	8,7	> 235
	9	7,2	3,4	0,64	0,9	5,4	6,1	> 200

Примечание. * Степень нарушения (С_{нар}) оценивали отношением наибольшей величины qCO_2 нарушенной почвы (за период наблюдения) к ненарушенной (контроль); продолжительность нарушения (П_{нар}) – время от начала воздействия (подкисления) до его окончания, т.е. до момента, когда qCO_2 нарушенной и ненарушенной почв достоверно (P = 95%) не различались.

Таблица 90. Микробный метаболический коэффициент (qCO_2) в ненарушенной (нн) и нарушенной (н) химикатами серой лесной почве (22 °С, 60% ПВ)

Поллютанты, г · кг ⁻¹	qCO_2 , мкг С- CO_2 · мг ⁻¹ С _{мик} · час ⁻¹		Оценка нарушения*		
	нн (контроль)	н (наибольшее)	С _{нар} , н/нн	П _{нар} , сут	
Азотная кислота (10)	0,8	1,5	1,9	> 40	
Автол (50)	1,4	7,4	5,3	> 40	
Солярка (50)	1,4	4,8	3,4	> 40	
Бензин (50)	1,4	11,7	8,4	> 40	
ДМГ (мг · кг ⁻¹)	1	1,8	2,9	1,6	> 14
	20	1,3	2,4	1,8	54
	200	1,3	12,5	9,6	> 54

Примечание. * Степень нарушения – отношение наибольшей величины qCO_2 нарушенной почвы к ненарушенной; продолжительность – время от начала воздействия, когда qCO_2 нарушенной и ненарушенной почв достоверно (P = 95%) не различались.

Таким образом, по изменению величины $q\text{CO}_2$ можно судить о нарушении экофизиологического статуса почвенного микробного сообщества, а также сделать заключение о *степени* и *продолжительности* нарушения в почве. Измеряемый показатель состояния микробного сообщества почвы ($q\text{CO}_2$), в том числе и для оценки природных и антропогенных нарушений/стрессов, является довольно чувствительным. Антропогенные воздействия даже при относительно низких концентрациях поллютантов (свинец, пестицид, химикаты) можно регистрировать (оценить *степень* и *продолжительность* нарушения) с помощью микробного метаболического коэффициента.

IX.3. СРАВНЕНИЕ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ВОЗДЕЙСТВИЙ НА ПОЧВУ: ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МИКРОБНОГО МЕТАБОЛИЧЕСКОГО КОЭФФИЦИЕНТА

Наибольшее различие величин $q\text{CO}_2$ нарушенной и ненарушенной почвы мы будем называть *степенью* нарушения микробного сообщества, а значит, и почвы. Время от начала воздействия (внесение поллютантов, оттаивание, реувлажнение и т.д.) до его окончания мы называем длительностью, или *продолжительностью*, нарушения. Причем об окончании воздействия можно судить по отсутствию достоверного различия $q\text{CO}_2$ нарушенной почвы и ненарушенной. Именно с этих позиций мы оценивали изменение величины $q\text{CO}_2$ почвы при воздействии различных антропогенных и природных факторов. Сравнительная оценка *степени* и *продолжительности* нарушений почвенного микробного сообщества в результате природных и антропогенных воздействий приведена в табл. 91. В наших экспериментах *степень* нарушения микробного сообщества серой лесной почвы под лесом при высушивании и замораживании оказалась примерно одинаковой. В то же время *продолжительность* нарушения после замораживания почвы была в два раза больше, чем при высушивании.

Высокая концентрация свинца в почве ($1000 \text{ мкг Pb} \cdot \text{г}^{-1}$) оказывала большее воздействие ($C_{\text{нар}}$ и $P_{\text{нар}}$) на микробное сообщество, чем низкая ($300 \text{ мкг Pb} \cdot \text{г}^{-1}$ почвы). Причем в более богатой микроорганизмами почве нарушение сообщества наступало позже, чем в бедной.

Степень нарушения микробного сообщества красnozема от металаксила была наибольшей в сосновом лесу, *продолжительность* нарушения при этом не превышала 48 суток. Сильное подкисление бурой лесной почвы приводило к наибольшей *степени* и *продолжительности* нарушения ее микробного сообщества.

Таблица 91. Наибольшие значения степени ($C_{нар}$) и продолжительности ($\Pi_{нар}$) нарушения микробного сообщества почвы при природных и антропогенных воздействиях

Воздействие	Оценка нарушения*	
	$C_{нар}$	$\Pi_{нар}$, сут
<i>Природное</i>		
Высушивание	11,6	7
Замораживание	10,5	15
<i>Антропогенное, мг · кг⁻¹</i>		
Пестицид (металаксил, 10)	1,3	> 48
Тяжелый металл (свинец, 1000)	2,0	> 35
Подкисление (H_2SO_4 ; H^+ , 0,52)	8,7	> 235
Химикаты (ДМГ, 200)	9,6	> 54
<i>Примечание.</i> * Пояснение в табл. 90.		

Существует утверждение, что если изменения микробиологических показателей почвы под действием, например, пестицида продолжаются менее 30 суток, то они не имеют “экологического значения”, а если 30–60 и более 60 суток, то эти ситуации называют “сопротивление воздействию” или “критической” соответственно (Pesticide effects on soil microflora, 1987). В наших экспериментах почти все антропогенные воздействия имели *продолжительность* от 30 до 60 (свинец, металаксил, химикаты) и более 60 (подкисление) суток, в то время как природные – существенно меньше. *Степень* природных воздействий сопоставима в ряде случаев (низкие концентрации поллютанта) с антропогенными (табл. 91).

Итак, природные и антропогенные воздействия вызывают нарушения в экофизиологическом статусе почвенного микробного сообщества, регистрируемые величиной микробного метаболического коэффициента. Достоверность различий величины qCO_2 нарушенной и ненарушенной почвы позволяет оценить *степень* и *продолжительность* нарушения микробного сообщества при разных воздействиях. *Продолжительность* нарушения при антропогенных воздействиях значительно длиннее, чем при природных, что увеличивает их опасность для микробного сообщества в целом. Предложенный подход может быть перспективным для характеристики устойчивости почвы, оценки ее нарушения, периода восстановления, а также при проведении сравнительной экспертизы различных воздействий на почву.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

“Почва – наш самый драгоценный капитал, жизнь и благополучие... зависят в конечном итоге от тонкого слоя, образующего самый верхний покров Земли”.

Ж. Дорст (1968)

Представленный в книге материал в *теоретическом* аспекте сводится к рассмотрению трех основных взаимосвязанных проблем. Во-первых, самоочищение почвы от пестицидов определяется в основном ее биогенностью. Во-вторых, устойчивость почвы к антропогенным воздействиям связана с функционированием ее микробного сообщества. И, в-третьих, самоочищение почвы от пестицидов и других органических поллютантов можно рассматривать как один из механизмов ее биологической устойчивости. В рамках каждой из перечисленных проблем рассмотрен довольно обширный круг общих и частных вопросов, среди ответов на которые к наиболее заслуживающим внимание можно отнести следующие:

1. Почва является естественным резервуаром и биореактором, в котором происходит накопление и разложение практически всех создаваемых человеком “чужеродных” веществ, среди которых значительную долю занимают пестициды. Самоочищение почвы от пестицидов происходит в результате биологических и физико-химических процессов. Вклад этих процессов в самоочищение зависит от типа пестицидного соединения и почвы. Весомая роль в самоочищении почвы и сопредельных сред от пестицидов принадлежит микроорганизмам, а скорость процесса самоочищения связана и коррелирует с биогенностью природной среды, а именно – с микробной биомассой глюкозо-окисляющих микроорганизмов. Показателем самоочищения почвы от пестицидов может служить их микробная биомасса, определяющаяся методом субстрат-индуцированного дыхания. Пестициды, в свою очередь, оказывают в основном ингибирующее действие на почвенные микроорганизмы (численность сапротрофов, микробная биомасса, мицелий микроскопических грибов), продолжительность которого ограничена временем “жизни” пестицида в почве.

2. Устойчивость почвенной системы к природным воздействиям (высушивание—увлажнение, замораживание—оттаивание) и антропогенным (вспашка, внесение минеральных и органических удобрений, пестицидов и других поллютантов) связана с ее биологической устойчивостью, определяемой через функционирование микробного сообщества. Отклик микробного сообщества на нарушение и стресс в почве можно качественно и количественно регистрировать с помощью интегрального показателя, представляющего собой отношение активности (дыхание) сообщества к его биомассе. Этот показатель (микробный метаболический коэффициент: $qCO_2 = \text{дыхание/биомасса}$) отражает экофизиологический статус почвенного микробного сообщества, по изменению которого можно судить о воздействии на почву. Введены понятия и предложен способ оценки *степени* и *продолжительности* нарушения в почве, что позволяет получить дополнительную информацию об опасности некоторых антропогенных воздействий на почву.

Пространственная и временная изменчивость микробного метаболического коэффициента почв, принадлежащих к одному типу экосистемы и находящихся “вне видимых нарушений” (гидротермический стресс, поллютанты), происходит в пределах одного порядка, что также позволяет считать его величину показателем биологической устойчивости почвы, определяющей и в целом устойчивость почвы к внешним воздействиям.

3. Природный процесс самоочищения почвы от пестицидов и других поллютантов может сопровождаться нарушением их устойчивости. Поэтому можно полагать, что самоочищение почвы есть один из механизмов поддержания устойчивого (стабильного) состояния природной системы. Кроме того, самоочищение почвы от поллютантов есть механизм преодоления воздействия и тем самым сохранения устойчивости природной экосистемы.

Таким образом, самоочищение от пестицидов и устойчивость почв к антропогенным воздействиям понимаются через функционирование микробных сообществ, которые являются трансформаторами органического вещества, в том числе и поллютантов, и стабилизаторами наземных экосистем.

Прикладные аспекты работы прежде всего связаны с прогнозной оценкой самоочищения почв от пестицидов; пространственной визуализацией почвенных микробиологических показателей, в том числе и самоочищения от пестицидов; и разработкой количественной оценки *степени* и *продолжительности* наруше-

ния в почве. Наиболее важные результаты сфокусированы на следующем:

1. Самоочищение почв от пестицидов коррелирует с биомассой почвенных микроорганизмов, определяемой методом субстрат-индуцированного дыхания. Поэтому для прогнозной оценки самоочищения почв от пестицидов, в том числе и определенной территории, достаточно вместо трудоемкого и дорогостоящего анализа содержания пестицидов в почвах измерить их микробную биомассу.

2. Пространственные почвенно-микробиологические показатели (базальное дыхание, микробная биомасса, метаболический коэффициент) представлены в виде компьютерных картосхем, которые можно использовать как инструмент для дифференцированной оценки самоочищающей способности почв от органических поллютантов, а также для биомониторинга и бонитировки почв.

3. Устойчивость почв к антропогенным воздействиям можно характеризовать величиной микробного метаболического коэффициента. Изменение величины этого коэффициента, как правило увеличение, может свидетельствовать о нарушении устойчивого состояния почвы. Введены понятия и предложен способ оценки степени и продолжительности нарушения в почве под влиянием антропогенных факторов.

Таким образом, показано, что использование чувствительных экспрессных и экономически оправданных показателей микробиологического состояния почвы возможно для характеристики самоочищения почв от пестицидов, а также для оценки их биологической устойчивости к антропогенным воздействиям.

Следует также сформулировать основные *выводы* экспериментальных результатов, изложенных в книге:

1. На многочисленных примерах показано, что скорость исчезновения пестицида в почве, определяемая по результатам химического анализа, есть проявление составляющих процесса самоочищения. Его скорость зависит от типа почвы, экосистемы и пестицидного соединения. Оценен вклад микробной деградации при сопоставлении с другими факторами самоочищения, а именно – действием солнечного света (на поверхности почвы), химической деградацией, сорбцией органоминеральной компонентой и аккумуляцией растениями в различных типах почв на примере фунгицида металаксила и метаболита гербицидов – 3,4-дихлоранилина.

2. Высокие концентрации пестицидов (в 10 и 100 раз превышающие рекомендованные для практики дозы) вызывают рез-

кое уменьшение микробной биомассы почвы. Пестициды в рекомендованных для практики дозах вызывают, в основном, уменьшение общей численности сапротрофных микроорганизмов, длины грибного мицелия и содержания микробной биомассы в отдельные сроки после их внесения. В целом за весь период “жизни” пестицида в почве (регистрация химическим анализом) изменение этих микробиологических показателей не превышает их природных флуктуаций.

3. Скорость исчезновения пестицида в природной среде, а значит, ее самоочищение существенно зависит от экологических факторов: может замедляться при снижении температуры, недостатке влаги в почве, изменении рН и условий аэрирования, а также в результате “прочного” сорбирования (связывания) органоминеральной компонентой почвы. Адаптация микроорганизмов к пестициду расширяет возможности природной среды к самоочищению.

4. Установлена тесная положительная корреляционная зависимость между константой скорости исчезновения пестицидов (на примере фунгицида металаксилла и гербицида пропалахлора) и почвенной микробной биомассой, определяемой методом субстрат-индуцированного дыхания, в красноземе разных экосистем.

5. Для исследованного набора почв основным фактором, определяющим пространственное варьирование микробиологических показателей: базальное и субстрат-индуцированное дыхание, микробная биомасса, – был вид землепользования. Для целей экологического мониторинга, бонитировки и сравнительной потенциальной оценки самоочищения почв от пестицидов в условиях одной биоклиматической зоны предложен способ пространственной визуализации почвенных микробиологических показателей в виде двух- и трехмерных компьютерных картосхем.

6. Величина микробного метаболического коэффициента, отражающая экофизиологический статус почвенного микробного сообщества и представляющая собой отношение дыхания почвенных микроорганизмов к их биомассе, может служить количественной оценкой антропогенных воздействий на почву. Введены понятия и предложен способ определения *степени* и *продолжительности* нарушения в почве. Степень нарушения микробного сообщества от антропогенных воздействий может быть сопоставима с воздействиями от природных стрессов (высушивание–увлажнение, замораживание–оттаивание), а продолжительность нарушения – существенно больше по времени, что усиливает опасность антропогенных воздействий на почву.

7. Временное и пространственное варьирование величины микробного метаболического коэффициента одного типа почвы и экосистемы “вне видимых нарушений” (гидротехнический стресс, избыток поллютантов) происходит в пределах одного порядка, что позволяет считать эту величину мерой устойчивого состояния микробного сообщества и почвы в целом.

ПРИЛОЖЕНИЯ

Характеристика почв Серпуховского района

№ п/п	№ пикета	Место отбора образца (1989-90 гг.)	Почва	Растительность (1990 г.)	Почвообразующие породы	Бассейн реки	Рельеф	Размер частиц (мм), %	
								< 0,001 (ил)	< 0,01 (глина)
1	11	Турово	пойм. дерновая	морковь	аллювий	Лопасня	пойма	12	27
2	12	Лопасня	пойм. дерновая	капуста	аллювий	Лопасня	пойма	12	25
3	13	Игумново	д/слабоподзол.	кукуруза	водноледн.	Лопасня	склон	6	12
4	14	Никифорово	д/слабоподзол.	кукуруза	водноледн.	Ока	склон	3	5
5	16	Балково	д/слабоподзол.	озимые	покр. суглинки	Неглейка	склон	2	12
6	17	Тульчино	пойм. дерновая	морковь	аллювий	Ока	пойма	4	17
7	18	Тульчино	д/среднеподзол.	лес	покр. суглинки	Ока	склон	2	7
8	19	Грызлово	серая лесная	картофель	покр. суглинки	Восьма	водораздел	12	35
9	20	Каргашино	серая лесная	зерновые	покр. суглинки	Восьма	склон	14	38
10	21	Глазово	пойм. дерновая	зерновые	совр. аллювий	Нара	пойма	5	14
11	22	Судимля	д/среднеподзол.	клевер	морена	Нара	склон	9	21
12	23	Васильевское	д/слабоподзол.	луг	морена	Нара	склон	5	21
13	24	Ст. Кузьменки	д/подзолистая	луг	покр. суглинки	Нара	склон	6	26
14	25	Съяново	д/подзолистая	свекла	морена	Нара	склон	5	13
15	26	Ивановские выс.	д/среднеподзол.	сеян. травы	морена	Нара	водораздел	4	15
16	27	Нара	пойм. дерновая	свекла	совр. аллювий	Нара	пойма	7	19
17	28	Твергино	д/среднеподзол.	зерновые	морена	Нара	водораздел	6	21
18	29	Акулово	д/слабоподзол.	клевер	морена	Нара	водораздел	5	21
19	30	Калиновские выс.	пойм. дерновая	капуста	совр. аллювий	Протва	пойма	18	39

20	31	Дракино	д/слабоподзол.	картофель	древ. аллювий	Протва	терраса	12	24
21	32	Пушино	д/среднеподзол.	луг	морена	Нара	склон	9	24
22	33	Шагово	д/подзолистая	сурепка	морена	Нара	водораздел	8	22
23	34	Серпухов	д/подзолистая	лес	морена	Нара	водораздел	3	13
24	35	Калутино	д/среднеподзол.	луг	морена	Нара	водораздел	4	16
25	36	Мирный	пойм. дерновая	свекла	совр. аллювий	Речма	пойма	25	54
26	37	Борисово	пойм. дерновая	луг	совр. аллювий	Речма	терраса	2	5
27	38	Подмоклово	пойм. дерновая	капуста	совр. аллювий	Скнига	терраса	18	40
28	39	Скнига	пойм. дерновая	свекла	совр. аллювий	Скнига	терраса	20	31
29	40	Мещериново	пойм. дерновая	свекла	совр. аллювий	Скнига	пойма	17	42
30	41	Мещериново	серая лесная	зерновые	покр. суглинки	Ока	водораздел	10	30
31	42	Михайловка	серая лесная	морковь	покр. суглинки	Ока	водораздел	15	34
32	43	Заповедник	д/слабоподзол.	луг	покр. суглинки	Таденка	склон	1	2
33	44	Заповедник	д/слабоподзол.	луг	покр. суглинки	Таденка	склон	1	5
34	45	Республика	пойм. дерновая	клевер	совр. аллювий	Таденка	пойма	6	22
35	46	Зиброво	пойм. дерновая	луг	совр. аллювий	Таденка	пойма	9	32
36	47	Заповедник	пойм. дерновая	луг	совр. аллювий	Таденка	пойма	6	19
37	48	Заповедник	пойм. дерновая	луг	совр. аллювий	Таденка	терраса	3	12
38	49	Новинки	д/среднеподзол.	клевер	морена	Речма	склон	7	22
39	50	Арнеево	д/подзолистая	зерновые	покр. суглинки	Речма	склон	17	38
40	51	Левашово	д/подзолистая	картофель	покр. суглинки	Речма	склон	13	28
41	52	Бутурлино	д/среднеподзол.	кукуруза	морена	Речма	склон	16	31
42	53	Лукино	д/среднеподзол.	зерновые	морена	Речма	водораздел	7	27

Химические и микробиологические показатели почв Серпуховского района

№ п/п	№ пикета	Химический состав					Микробиологические показатели					
		Собщ. %	рНН ₂ О	Р ₂ О ₅ , мг/100 г	К ₂ О, мг/100 г	Гигроск. влажн., %	Сапротрофы, КОЕ млн/г		МБ, мкг С/г почвы			
							Май (1989)	Октябрь (1990)	Май (1989)	Октябрь (1989)	Июль (1990)	Октябрь (1990)
1	11	1,48	7,55	22,75	36,12	2,39	32	129	393	258	140	410
2	12	0,96	7,75	19,00	17,75	6,77	14	84	297	248	24	252
3	13	0,91	7,45	41,00	53,27	1,15	19	87	620	438	359	360
4	14	0,85	6,75	22,75	24,08	0,41	11	40	655	112	-	270
5	16	1,31	7,50	45,25	15,65	0,82	31	49	682	159	134	238
6	17	1,71	6,60	29,00	29,79	1,32	21	95	456	345	-	676
7	18	3,81	6,45	40,00	59,59	1,96	12	122	2717	839	-	1413
8	19	1,25	6,85	16,50	25,58	1,91	24	64	540	285	338	327
9	20	1,88	6,45	25,75	36,12	2,19	15	49	760	344	-	455
10	21	1,02	6,90	22,75	36,12	0,85	9	76	415	372	212	513
11	22	3,59	7,35	14,50	42,44	1,47	12	44	996	327	309	271
12	23	2,73	7,35	22,75	57,79	1,66	18	127	1340	1333	1218	1928
13	24	1,08	7,65	17,50	31,60	1,25	22	122	425	721	576	1033
14	25	0,68	7,35	30,75	11,13	0,45	415	30	97	146	8	173
15	26	1,02	5,40	30,75	36,12	1,03	838	124	446	501	394	667
16	27	1,08	7,55	34,00	15,05	1,73	40	108	372	228	11	247
17	28	1,31	7,30	27,00	16,25	0,96	37	53	484	335	341	512
18	29	1,31	7,45	20,00	34,31	1,05	30	109	216	886	597	892

19	30	1,99	7,00	40,00	36,12	2,79	15	44	401	174	17	197
20	31	1,08	7,75	34,00	18,36	1,63	373	116	248	119	63	248
21	32	1,42	6,85	34,00	53,27	1,56	37	111	2110	502	736	429
22	33	1,65	7,05	14,00	12,34	2,10	29	53	434	397	60	506
23	34	3,93	5,65	2,50	17,75	2,28	80	111	1371	1148	728	2434
24	35	1,02	7,50	22,00	16,55	0,86	142	59	383	471	501	1085
25	36	1,59	7,50	22,75	27,69	3,55	39	24	284	203	11	418
26	37	1,48	6,10	20,50	6,92	0,58	7	40	722	443	-	510
27	38	1,76	7,30	37,00	85,78	2,93	10	49	451	259	11	312
28	39	1,14	7,30	43,00	23,17	2,26	6	152	274	214	19	670
29	40	1,65	6,85	38,00	33,41	2,89	10	49	378	187	11	597
30	41	1,42	7,60	13,25	16,25	1,62	19	32	1763	236	-	422
31	42	1,53	7,20	25,75	28,59	2,86	9	33	516	233	88	466
32	43	2,73	5,50	2,00	3,61	0,29	6	44	632	564	-	540
33	44	1,02	5,90	5,25	9,63	0,80	10	23	1326	784	281	641
34	45	1,53	5,95	25,75	29,19	1,29	8	35	638	400	-	432
35	46	2,90	5,60	12,75	33,41	2,61	947	48	2554	1163	1598	1187
36	47	2,73	5,90	4,25	26,48	2,53	16	54	2578	1153	-	1308
37	48	4,95	6,20	5,00	13,54	1,82	10	49	1551	1500	-	1142
38	49	0,85	6,90	27,50	24,08	1,05	24	28	887	248	80	288
39	50	0,68	6,45	36,00	46,95	2,06	10	60	684	427	-	762
40	51	1,31	6,70	32,50	47,85	2,22	26	27	1442	322	-	410
41	52	0,34	6,30	18,00	21,97	1,34	12	29	441	197	-	243
42	53	1,02	7,80	38,00	25,88	1,18	69	45	627	406	479	518

Примечание. Прочерк означает отсутствие измерений.

Характеристика почв Могилевской области (Белоруссия)

№ п/п	№ пикета	Эко-система	Н*	С _{орг} , %	рН _{H₂O}	БД		С/г	Q _R , БД/СИД	qCO ₂ , БД/МБ
						мкг С-СО ₂ · г ⁻¹ · час ⁻¹	СИД			
1	2	Пашня	С	1,03	6,65	0,95	5,81	471,4	0,16	2,01
2	15	"	"	1,33	5,45	1,64	10,09	818,4	0,16	2,00
3	17	"	"	1,60	6,00	1,25	6,18	501,4	0,20	2,49
4	18	"	"	0,93	6,50	1,13	5,86	475,4	0,19	2,38
5	24	"	Ю-З	1,14	6,45	0,96	6,51	528,1	0,15	1,82
6	26	"	Ю	1,10	5,50	0,76	6,29	510,3	0,12	1,49
7	33	"	"	2,17	6,30	5,63	20,22	1639,6	0,28	3,43
8	42	"	В	1,66	7,80	1,51	3,65	296,3	0,41	5,10
9	43	"	"	1,62	6,65	0,84	6,28	509,5	0,13	1,65
10	44	"	"	1,57	6,60	1,17	8,41	682,2	0,14	1,71
11	45	"	"	1,77	6,25	1,23	10,53	854,0	0,11	1,44
12	47	"	"	1,16	6,25	1,00	4,64	376,5	0,22	2,65
13	49	"	С-В	1,60	7,00	1,43	6,43	521,6	0,22	2,74
14	51	"	"	1,03	6,25	1,53	6,59	534,6	0,23	2,86
15	53	"	"	1,43	7,05	1,21	7,29	591,4	0,17	2,05
16	55	"	"	1,48	6,60	1,41	8,85	717,8	0,16	1,96
17	57	"	"	1,60	6,80	0,93	6,99	567,0	0,13	1,64
18	10	Лес	З	1,48	5,15	4,76	17,58	1425,6	0,27	3,34
19	16	"	С	1,45	5,10	4,43	28,47	2308,4	0,16	1,92

Дерново-подзолистые почвы

20	19	Лес	С	2,00	4,90	3,94	25,15	2039,3	0,16	1,93
21	23	"	Ю-3	1,68	5,15	2,80	17,59	1426,4	0,16	1,96
22	27	"	Ю	2,17	5,80	2,98	17,20	1394,8	0,17	2,04
23	35	"	Ю-В	0,91	5,50	1,65	12,81	1038,9	0,13	1,59
24	39	"	"	1,54	6,10	1,98	15,17	1230,2	0,13	1,61
25	46	"	В	1,71	5,70	3,09	20,13	1632,3	0,15	1,89
26	48	"	"	1,60	5,80	2,99	18,56	1505,0	0,16	1,99
27	50	"	С-В	1,37	5,65	1,99	14,90	1208,3	0,13	1,65
28	52	"	"	1,48	6,10	3,15	16,05	1301,5	0,20	2,42
29	14	Луг	С-3	1,48	6,70	7,92	51,05	4139,0	0,16	1,91
30	29	"	Ю	1,94	6,65	3,81	20,60	1670,4	0,18	2,28
31	31	"	"	1,80	6,70	3,85	19,52	1582,8	0,20	2,43
32	36	"	Ю-В	0,93	6,20	1,78	13,37	1068,0	0,14	1,67

Торфяно-болотные почвы

33	1	Пашня	С	15,18	5,70	1,36	6,61	536,2	0,21	2,54
34	3	"	"	2,91	5,00	1,35	8,26	670,0	0,16	2,01
35	5	"	С-3	16,00	4,70	3,00	18,11	1468,5	0,17	2,04
36	6	"	"	11,00	6,05	7,93	35,94	2914,0	0,20	2,72
37	13	"	"	2,50	5,60	9,01	33,62	2725,9	0,27	3,30
38	20	"	С	3,55	6,60	0,61	6,84	554,9	0,09	1,10
39	4	Лес	С-3	3,49	4,30	5,44	30,71	2490,0	0,18	2,18
40	21	"	Ю-3	5,12	4,55	6,57	22,41	1817,1	0,29	3,61
41	22	"	"	4,22	4,60	4,36	24,02	1947,7	0,18	2,24
42	25	"	"	2,32	4,95	2,05	14,90	1208,3	0,14	1,70
43	28	"	Ю	2,40	4,70	5,21	34,12	2766,5	0,15	1,88
44	30	"	"	7,10	4,05	7,30	20,42	1655,8	0,36	4,41
45	32	"	"	2,79	4,05	2,46	12,73	1032,4	0,19	2,38
46	34	"	Ю-В	4,46	3,85	2,49	12,22	991,0	0,20	2,51

ПРИЛОЖЕНИЕ 3 (окончание)

№ п/п	№ пикета	Эко-система	Н*	Сорг, %	рН _{H₂O}	БД		СИД	МБ, мкг С/г	Q _R , БД/СИД	ρCO ₂ , БД/МБ
						мкг С-CO ₂ · г ⁻¹ · час ⁻¹	7				
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
47	40	Лес	Ю-В	2,96	5,10	4,47	29,41	2384,6	0,15	1,87	
48	41	"	"	4,71	4,00	2,54	8,21	665,9	0,31	3,81	
49	54	"	С-В	2,52	5,45	4,80	30,62	2482,7	0,16	1,93	
50	56	"	"	3,20	4,90	4,27	23,54	1908,7	0,18	2,24	
51	58	"	"	6,13	4,90	10,19	44,83	3634,7	0,23	2,80	
52	7	"	3	25,66	5,95	11,12	51,01	4135,7	0,22	2,69	
53	8	"	"	20,80	7,80	8,21	38,05	3085,1	0,22	2,66	
54	9	"	"	7,44	5,65	5,32	26,10	2116,3	0,20	2,51	
55	11	"	С-3	19,20	5,75	7,60	35,88	2909,1	0,21	2,61	
56	12	"	"	7,73	6,40	2,02	13,14	1065,6	0,15	1,90	

Примечание. * Направление от источника выбросов.

Изменение микробной биомассы почв под действием различных пестицидов

Таблица 1*. Динамика микробной биомассы (МБ) дерново-подзолистой почвы после внесения оксидкисила (22 °С, 60% ПВ)

Оксидкисил, мг/кг	МБ, мкг С · г ⁻¹ почвы (средние значения ± стандартное отклонение, n = 3)									
	Инкубация, сут									
	1	5	9	16	30	55	89	125		
0 (контроль)	283а±9	214в±3	252в±2	235а±5	256а±8	161а±11	221а±3	145а±7		
1	295а±6	240а±12	272а±4	246а±7	268а±7	163а±4	218ав±1	136ав±7		
10	295а±15	242а±6	268а±5	239а±13	265а±9	155а±3	207в±9	122в±12		
НСР _{0,05}	22	16	8	18	16	15	11	18		

Таблица 2. Динамика микробной биомассы (МБ) лугово-аллювиальной почвы после внесения различных концентраций прометрина (22 °С, 60% ПВ)

Прометрин, мг/кг	МБ, мкг С · г ⁻¹ почвы (средние значения ± стандартное отклонение, n = 6)									
	Инкубация, сут									
	5	8	15	33	74	130				
0 (контроль)	160в±7	149а±8	139с±7	185а±7	144а±13	119а±6				
5	151в±10	133ав±17	151в±6	187а±18	150а±14	103в±7				
50	146в±15	101в±40	132с±9	160в±15	122±4	99в±5				
500	200а±15	148а±44	180а±5	161в±5	113в±3	84с±7				
НСР _{0,05}	15	37	15	15	12	8				

* Примечание для всех таблиц. Цифры в каждой колонке с различными буквами достоверно различаются при P = 0,05 (тест Дункана однофакторного анализа ANOVA).

Таблица 3. Динамика микробной биомассы (МБ) серой лесной почвы после внесения различных пестицидов (22 °С, 60% ПВ)

Пестицид, мг/кг	МБ, мкг С · г ⁻¹ почвы (средние значения ± стандартное отклонение, n = 6)						
	Инкубация, сут						
	0	5	8	16	32	64	130
Без пестицида, 0	361±20	312±24	267в±28	266а±20	333с±13	338в±39	389а±22
Прометрин, 5	292в±12	349в±8	234в±35	222а±34	365в±9	335в±12	295с±9
Линурон, 5	347а±6	386а±7	312а±40	254а±64	323с±19	324в±18	319в±10
ГХЦГ, 5	347а±28	303с±16	327а±16	246а±60	396а±34	382а±6	378а±10
НСР _{0,05}	22	19	37	58	26	27	17

Таблица 4. Динамика микробной биомассы (МБ) серой лесной почвы после внесения разных пестицидов (22 °С, 60% ПВ)

Пестицид, мг/кг	МБ, мкг С · г ⁻¹ почвы (средние значения ± стандартное отклонение, n = 6)						
	Инкубация, сут						
	1	5	8	16	32	64	130
Без пестицида, 0	361±20	312в±24	267в±28	266а±20	333с±13	338с±40	389а±22
Прометрин, 50	338ав±16	368а±10	275а±23	285в±23	314вс±35	369в±8	301с±12
Линурон, 50	332в±24	352а±18	289а±10	313а±31	301с±22	362вс±13	296с±8
ГХЦГ, 50	350ав±17	367а±15	289а±17	239с±8	380а±23	426а±12	357в±5
НСР _{0,05}	24	21	25	27	29	26	16

ПРИЛОЖЕНИЕ 4 (продолжение)

Таблица 5. Динамика микробной биомассы (МБ) дерново-подзолистой почвы после внесения разных пестицидов (22 °С, 60% ПВ)

Пестицид, мг/кг	МБ, мкг С · г ⁻¹ почвы (средние значения ± стандартное отклонение, n = 6)						
	Инкубация, сут						
1	5	8	16	32	64	130	
Без пестицида, 0	197ав±8	179в±16	189с±4	219а±15	146вс±14	166в±18	150вс±8
Прометрин, 5	210а±25	205в±10	185с±18	229а±20	135с±8	168ав±8	168ав±25
Линурон, 5	181в±17	244а±45	216в±10	222а±47	155в±8	168ав±8	176а±7
ГХЦГ, 5	199ав±13	249а±19	251а±21	228а±24	181а±12	183а±15	139с±15
НСР _{0,05}	21	31	18	35	13	16	19

Таблица 6. Динамика микробной биомассы (МБ) дерново-подзолистой почвы после внесения разных пестицидов (22 °С, 60% ПВ)

Пестицид, мг/кг	МБ, мкг С · г ⁻¹ почвы (средние значения ± стандартное отклонение, n = 6)						
	Инкубация, сут						
1	5	8	16	32	64	130	
Без пестицида, 0	197ав±8	179с±16	189с±4	219а±15	146с±13	166с±18	150в±8
Прометрин, 50	182вс±18	189с±12	193вс±26	202ав±18	139с±9	168вс±16	122с±6
Линурон, 50	203а±21	214в±25	233а±46	195в±16	176в±22	196а±10	167а±9
ГХЦГ, 50	174с±9	244а±19	225ав±7	201ав±21	199а±9	190ав±26	161а±12
НСР _{0,05}	18	22	32	21	17	22	11

Таблица 7. Динамика микробной биомассы (МБ) серой лесной почвы после внесения глифосата (22 °С, 60% ПВ)

Глифосат, мг/кг	МБ, мкг С · г ⁻¹ почвы (средние значения ± стандартное отклонение, n = 6)						
	Инкубация, сут						
	1	2	5	9	16	32	
Без пестицида, 0	251в±14	283в±16	322с±8	301в±8	340в±3	258в±9	
6	326а±7	331а±17	365в±11	303в±4	353в±19	219с±13	
60	324а±7	338а±12	567а±12	435а±8	370а±10	348а±21	
НСР _{0,05}	12	19	21	8	15	19	

Таблица 8. Динамика микробной биомассы (МБ) серой лесной почвы после внесения 2,4-Д (22 °С, 60% ПВ)

2,4-Д, мг/кг	МБ, мкг С · г ⁻¹ почвы (средние значения ± стандартное отклонение, n = 6)						
	Инкубация, сут						
	1	2	5	9	16	34	
Без гербицида, 0	251с±14	283с±16	322с±8	301с±8	340а±3	258в±9	
2	377а±4	379а±15	385в±10	357а±11	305в±7	377а±11	
20	305в±6	341в±15	412а±11	338в±9	309в±5	370а±11	
НСР _{0,05}	11	19	12	12	7	13	

ПРИЛОЖЕНИЕ 4 (окончание)

Таблица 9. Динамика микробной биомассы (МБ) дерново-подзолистой почвы после внесения металакцилла в полевом (картофель) и тепличном (огурцы) опытах

Условия опыта	Металакцилл, мг/кг	МБ, мкг С · г ⁻¹ почвы (средние значения ± стандартное отклонение, n = 6)		
		7	21	Инкубация, сут
Полевой	0 (контроль)	190a±14	279a±13	402a±17
	10	214a±4	211b±11	288b±17
	НСР _{0,05}	25	25	38
		11	62	102
Тепличный	0	277a±22	257a±8	458a±48
	8	187b±15	211b±8	339b±16
	НСР _{0,05}	57	24	58
				139
				275a±7
				218b±11
				14

ЛИТЕРАТУРА

- Авторское свидетельство № 648045 и № 698513, 1986; 1988 (СССР).
- Ананьева Н.Д., Благодатская Е.В., Демкина Т.С.* Влияние высушивания–увлажнения и замораживания–оттаивания на устойчивость микробных сообществ почвы // Почвоведение. 1997. № 9. С. 1132–1136.
- Ананьева Н.Д., Благодатская Е.В., Демкина Т.С.* Оценка устойчивости микробных комплексов почв к природным и антропогенным воздействиям // Почвоведение. 2002. № 5. С. 580–587.
- Ананьева Н.Д., Благодатская Е.В., Демкина Т.С.* Пространственное и временное варьирование микробного метаболического коэффициента в почвах // Почвоведение. 2002. № 10. С. 1233–1241.
- Ананьева Н.Д., Благодатская Е.В., Орлинский Д.Б.* Методические аспекты определения скорости субстрат-индуцированного дыхания почвенных микроорганизмов // Почвоведение. 1993. № 11. С. 72–77.
- Ананьева Н.Д., Васильева Г.К.* Роль микробиологического фактора в разложении 3,4-дихлоранилина в почвах // Почвоведение. 1985. № 5. С. 57–64.
- Ананьева Н.Д., Демкина Т.С., Благодатская Е.В., Абеленцев В.И.* Изменение микробного сообщества дерново-подзолистой почвы под действием фунгицида азовита // Агрехимия. 1992. № 7. С. 124–132.
- Ананьева Н.Д., Демкина Т.С., Благодатская Е.В., Абеленцев В.И.* Поведение фунгицида оксадиксила в дерново-подзолистой почве // Почвоведение. 1995. № 9. С. 1125–1131.
- Ананьева Н.Д., Соколов М.С., Толстова Л.А.* Доступность пропанида, “связанного” глинистыми минералами, чистой культуре *Ps. aurantiaca* // Wirkungsmechanism von Herbiziden und synthetischen Wachstumsregulatoren (H.R. Shutte, ed.), Muhlhausen, DDR, VEB G. Fisher Verlag, Jena, 1980. P. 235–243.
- Ананьева Н.Д., Сухопарова В.П., Калуз С. и др.* Поведение и микробиологическая детоксикация фунгицида ридомила в буроземной почве ЧССР // Агрехимия. 1991. № 2. С. 104–109.
- Аринушкина Е.В.* Руководство по химическому анализу почв. М.: МГУ, 1970. 487 с.
- Аристовская Т.В.* Микроорганизмы как трансформаторы и стабилизаторы биосферы // Почвоведение. 1988. № 7. С. 76–82.
- Афифи А., Эйзен С.* Статистический анализ: Подход с использованием ЭВМ. М.: Мир, 1982. 488 с.
- Бигон М., Харпер Дж., Таунсенд К.* Экология. Особи, популяции и сообщества. М.: Мир, 1989. Т. 1. 667 с. Т. 2. 477 с.

Благодатская Е.В., Ананьева Н.Д. Оценка устойчивости микробных сообществ в процессе разложения поллютантов в почве // Почвоведение. 1996. № 11. С. 1341–1346.

Благодатская Е.В., Ананьева Н.Д., Мякишина Т.Н. Характеристика состояния микробного сообщества по величине метаболического коэффициента // Почвоведение. 1995. № 2. С. 205–210.

Бокман Дж.Л., Кариков С.В., Пэрис Д.Ф. и др. Прогресс в описании процессов, определяющих уровень концентрации пестицидов в водных системах // Прогнозирование поведения пестицидов в окружающей среде. Л.: Гидрометеоздат, 1984. С. 169–177.

Бринчук М.М. Правовая охрана окружающей среды от загрязнения токсическими веществами. М.: Наука, 1990. 214 с.

Буга С.Ф. Фунгициды и экономика // Защита растений. 1994. № 3. С. 3–4.

Будыко М.И. Глобальная экология. М.: Мысль, 1977. 327 с.

Букс И.И. Некоторые методические подходы к оценке устойчивости природных комплексов для целей прогноза состояния окружающей природной среды // Проблемы фонового мониторинга состояния окружающей природной среды. Л.: Гидрометеоздат, 1987. Вып. 5. С. 200–212.

Бызов Б.А., Гузев В.С., Паников Н.С. и др. Микробиологические аспекты загрязнения почв пестицидами // Микроорганизмы и охрана почв / Под ред. Д.Г. Звягинцева. М.: МГУ, 1989. С. 86–128.

Быков Б.А. Геоботаника Алма-Ата: Наука КазССР, 1978. 200 с.

Васильева Г.К. Трансформация некоторых ариламидных гербицидов и их метаболитов в воде, почве и культуральных средах: Дисс. ... канд. биол. наук. Пушкино, 1984. 220 с.

Васильева Г.К., Ананьева Н.Д., Соколов М.С. Оценка самоочищающей способности природной воды от 3,4-дихлоранилина // Изв. АН СССР. Сер. биол. 1983а. № 3. С. 375–382.

Васильева Г.К., Ананьева Н.Д., Соколов М.С., Мироненко Е.В. Поведение хлоранилинов в водной среде // Изв. АН СССР. Сер. биол. 1983б. № 1. С. 80–88.

Васильева Г.К., Орлинский Д.Б., Семенова Н.А. Разработка методики крупномасштабного картирования территории по самоочищающей способности почв от остатков пестицидов. Сообщение 1. Определение основных характеристик, влияющих на скорость разложения 2,4-Д в почвах Московской области // Агрохимия. 1991а. № 6. С. 81–93.

Васильева Г.К., Орлинский Д.Б., Семенова Н.А. Разработка методики крупномасштабного картирования территории по самоочищающей способности почв от остатков пестицидов. Сообщение 2. Влияние гидротермических условий и доз минеральных удобрений на скорость разложения 2,4-Д в почве // Агрохимия. 1991б. № 8. С. 105–113.

Васильева Г.К., Суровцева Э.Г., Белоусов В.В. Разработка микробиологического способа для очистки почвы от загрязнения пропанидом и 3,4-дихлоранилином // Микробиология. 1994. Т. 63, вып. 1. С. 129–144.

Васильева Г.К., Суровцева Э.Г., Иванникова Л.А., Бахаева Л.П. Многолетняя динамика утилизирующих хлоранилины бактерий после внесения в серую лесную почву // Микробиология. 1996. Т. 65, № 4. С. 554–559.

Васильевская В.Д. Оценка устойчивости тундровых мерзлотных почв к антропогенным воздействиям // Вестн. МГУ. Сер. 17, Почвоведение. 1996. № 1. С. 27–35.

Васильевская В.Д., Калишева О.В., Копцик Г.Н. Устойчивость почв ближнего Подмосковья к антропогенным воздействиям // Вестн. МГУ. Сер. 17, Почвоведение. 1997. № 3. С. 3–6.

- Вернадский В.И.* Избр. соч. М.: Изд-во АН СССР, 1960. Т. V. 422 с.
- Вернадский В.И.* Живое вещество и биосфера. М.: Наука, 1994. 672 с.
- Галиулин Р.В., Галиулина Р.А.* Оценка самоочищающей способности различных элементов орошаемых агроландшафтов Прикубанской низменности от гербицида 2,4-Д // *Агрехимия*. 1994. № 1. С. 85–90.
- Галиулин Р.В., Пачепский Я.А., Сухопарова В.П.* и др. Самоочищение сельскохозяйственных территорий от остаточных количеств стойких пестицидов в зависимости от свойств почвы // *Агрехимия*. 1990. № 1. С. 97–107.
- Галиулин Р.В., Соколов М.С., Сухопарова В.П., Золотарева Б.Н.* Разложение линурона, монолинурона и их производных в различных типах почв в зависимости от температурных условий // *Агрехимия*. 1979. № 6. С. 109–116.
- Галиулин Р.В., Соколов М.С., Пачепский Я.А., Рыжая М.А.* Действие некоторых экофакторов на разложение в почве пропанида, линурона и продукта их трансформации 3,4-дихлоранилина // *Изв. АН СССР. Сер. биол.* 1978. № 5. С. 683–699.
- Гладышев М.И., Грибовская И.В., Шур Л.А.* Сезонная динамика кинетики самоочищения от фенола в Сыдинском заливе Красноярского водохранилища // *ДАН СССР*, 1990. Т. 313, № 6. С. 1512–1514.
- Глазовская М.А.* Почвы зарубежных стран. М.: Наука, 1975.
- Глазовская М.А.* Ландшафтно-геохимические системы и их устойчивость к техногенезу // *Биохимические циклы в биосфере*. М.: Наука, 1976. С. 99–118.
- Глазовская М.А.* Принципы классификации почв по их устойчивости к химическому загрязнению // *Земельные ресурсы мира, их использование и охрана*. М.: Изд-во МГУ, 1978. С. 85–99.
- Глазовская М.А.* Способность окружающей среды к самоочищению // *Природа*. 1979а. № 3. С. 71–79.
- Глазовская М.А.* О классификации почв по их устойчивости к химическому загрязнению // *Методы и проблемы экотоксикологического моделирования и прогнозирования*. Пушино: Изд-во НЦБИ, 1979б. С. 6–20.
- Глазовская М.А.* Ландшафтно-геохимическое районирование нечерноземной зоны по условиям разложения и рассеяния органических загрязнителей // *Вестн. МГУ. Сер. 5, География*. 1979в. № 5. С. 10–19.
- Глазовская М.А.* Принципы классификации природных геосистем по устойчивости к техногену и прогнозное ландшафтно-геохимическое районирование // *Устойчивость геосистем*. М.: Наука, 1983. С. 61–78.
- Глазовская М.А.* Биогехимическая организованность экологического пространства в природных и антропогенных ландшафтах как критерий их устойчивости // *Изв. РАН. Сер. геогр.* 1992. № 5. С. 5–12.
- Глазовская М.А.* Качественные и количественные оценки сенсорности и устойчивости природных систем к техногенным кислотным воздействиям // *Почвоведение*. 1994. № 1. С. 134–139.
- Глазовская М.А.* Методические основы эколого-геохимической устойчивости почв к техногенным воздействиям. М.: Изд-во МГУ, 1997. 102 с.
- Глазовская М.А.* Проблемы и методы оценки эколого-геохимической устойчивости почв и почвенного покрова к техногенным воздействиям // *Почвоведение*. 1999. № 1. С. 114–124.
- Головлева Л.А.* Микробиологическая деградация чужеродных соединений: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Пушино: Изд-во НЦБИ, 1979. 50 с.
- Головлева Л.А.* Детоксикация пестицидов микроорганизмами // *Защита растений*. 1992. № 8. С. 7–8.
- Головлева Л.А., Головлев Е.Л.* Микробиологическая деградация пестицидов // *Успехи микробиологии*. М.: Наука, 1980. № 15. С. 137–179.

Головлева Л.А., Скрябин Г.К. Эколого-биохимические аспекты микробиологической деградации ксенобиотиков // Изв. АН СССР. Сер. биол. 1976. № 3. С. 345–353.

Головлева Л.А., Финкельштейн З.И. Условия микробной деградации пестицидов // Агрохимия. 1984. № 3. С. 105–120.

Головлева Л.А., Финкельштейн З.И., Перцова Р.Н. Роль микроорганизмов в разложении пестицидов в окружающей среде // Результаты научных исследований в практику сельского хозяйства. М.: Наука, 1982. С. 64–73.

Головлева Л.А., Финкельштейн З.И., Шурухин Ю.В., Барышникова Л.М. Биоремедиация загрязненных симазином почв // Агрохимия. 1993. № 12. С. 57–61.

Гольцшин Н.М. Новые системные фунгициды и их использование // Журн. Всесоюз. хим. о-ва им. Д.И. Менделеева. 1984. Т. XXIX, № 1. С. 74–92.

Гольцшин Н.М. Механизмы действия фунгицидов // Защита растений. 1990. № 11. С. 13–15.

Гольцшин Н.М. Новые средства защиты растений от болезней // Защита растений. 1992. № 8. С. 50–54.

Горленко М.В., Рабинович Л.Л., Градова Н.Б., Кожевин П.А. Индикация загрязнения почв синтетическими моющими средствами по функциональной реакции почвенного микробного комплекса // Вестн. МГУ. Сер. 17, Почвоведение. 1996. № 1. С. 64–69.

Готтшалк Г. Метаболизм бактерий. М.: Мир, 1982. 310 с.

Грин Р.Э. Предсказание подвижности пестицидов в почвах (эффекты дисперсии и сорбции) // Прогнозирование поведения пестицидов в окружающей среде. Л.: Гидрометеоздат, 1984. С. 42–71.

Гричанов И.Я. Статистический анализ динамики применения пестицидов // Защита растений. 1994. № 1. С. 9–11.

Гродзинский М.Д. Устойчивость экосистем: теоретический подход к анализу и методы количественной оценки // Изв. АН СССР. Сер. географ. 1987. № 6. С. 5–15.

Гузев В.С., Бондаренко Н.Г., Бызов Б.А. и др. Структура иницированного микробного сообщества как интегральный метод оценки микробиологического состояния почв // Микробиология. 1980. Т. 49, № 1. С. 134–139.

Гузев В.С., Левин С.В. Перспективы эколого-микробиологической экспертизы состояния почв при антропогенных воздействиях // Почвоведение. 1991. № 9. С. 50–62.

Дворникова Т.П., Грантская Т.А., Финкельштейн З.И. Поведение ридомила в почве и действие на почвенную микрофлору // Агрохимия. 1988. № 11. С. 116–118.

Демкина Т.С., Мирчинк Т.Г. Определение биомассы грибов в почвах методом мембранных фильтров // Микология и фитопатология. 1983. № 17. С. 517–520.

Демкина Т.С., Мирчинк Т.Г. Динамика грибного мицелия и спор в некоторых почвах // Почвоведение. 1985. № 3. С. 94–99.

Дмитриев Е.А. Математическая статистика в почвоведении. М.: Изд-во МГУ, 1995. 260 с.

Добровольский В.В. География почв. М.: Просвещение, 1968. 350 с.

Добровольский Г.В. Экология и почвоведение // Почвоведение. 1989. № 12. С. 5–11.

Добровольский Г.В. Экологическое значение охраны почв // Вестн. с.-х. науки. 1990. № 7. С. 21–26.

Добровольский Г.В., Гришина Л.А. Охрана почв. М.: Изд-во МГУ, 1985. 224 с.

Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Экологические функции почвы. М.: Изд-во МГУ, 1986. 137 с.

Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Функции почвы в биосфере и экосистемах. М.: Наука, 1990. 260 с.

Добровольский Г.В., Урусевская И.С. География почв. М.: Изд-во МГУ, 1984. 416 с.

Добровольский Г.В., Урусевская И.С. Почвенно-географическое районирование как научная основа рационального использования и охраны земельных ресурсов // Биол. науки. 1988. № 4. С. 93–06.

Дорст Ж. До того как умрет природа. М.: Прогресс, 1968. 415 с.

Жариков С.Н. Устойчивость некоторых пахотных дерново-подзолистых почв // Вестн. МГУ. Сер. 17, Почвоведение, 1996. № 1. С. 35–42.

Жданова Н.Н., Васильевская А.И. Экспериментальная экология грибов в природе и эксперименте. Киев: Наук. думка, 1982. 168 с.

Заварзин Г.А. Биоразнообразие и устойчивость микробного сообщества // Журн. общ. биологии. 1992. Т. 53, № 3. С. 394–406.

Заварзин Г.А. Микробная биогеография // Журн. общ. биологии. 1994. Т. 55, № 1. С. 5–12.

Загускин С.Л. Временная организация и специфика устойчивости биосистем // Изв. РАН. Сер. биол. 1993. № 5. С. 788–791.

Захаренко В.А. Пестициды в интегрированной защите растений // Агрохимия. 1992. № 12. С. 92–105.

Звягинцев Д.Г. Биология почв и диагностика // Проблемы и методы биологической диагностики и индикации почв. М.: Наука, 1976. С. 175–189.

Звягинцев Д.Г. Некоторые концепции строения и функционирования комплекса почвенных микроорганизмов // Вестн. МГУ. Сер. 17, Почвоведение. 1978. № 4. С. 49–56.

Звягинцев Д.Г. Почва и микроорганизмы. М.: Изд-во МГУ, 1987а. 256 с.

Звягинцев Д.Г. Успехи и современные проблемы почвенной микробиологии // Почвоведение. 1987б. № 10. С. 44–52.

Звягинцев Д.Г., Асеева И.В., Бабьева И.П., Мирчинк Т.Г. Методы почвенной микробиологии и биохимии. М.: МГУ, 1980. 224 с.

Звягинцев Д.Г., Зайцева В.Е. Пространственный фактор в биодинамических исследованиях почв // Микробиология. 1980. Т. 49, вып. 4. С. 624–626.

Звягинцев Д.Г., Кожевин П.А., Малахов В.В. Экологические проблемы в почвенной микробиологии // Журн. общ. микробиологии. 1976. Т. 37, № 5. С. 691–706.

Зименко Т.Г., Маркова Н.Л. Влияние газовой выбросов МПО “Химволокно” на микробиологическое состояние сельскохозяйственных угодий в районе предприятия // Микроорганизмы в сельском хозяйстве. Минск: Наука и техника, 1983. С. 15–16.

Израэль Ю.А., Филиппова Л.М., Инсаров Г.Э. Экологический мониторинг и регулирование состояния природной среды // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеиздат, 1981. Т. IV. С. 6–19.

Исаченко А.Г. Широкая зональность и механизмы устойчивости ландшафтов к антропогенным воздействиям // Изв. РГО. 1997. Т. 129, вып. 3. С. 15–22.

Калоянова-Симеонова Ф. Пестициды. Токсическое действие и профилактика. М.: Медицина, 1980. 180 с.

Каплин В.Т., Лиховидова Т.П. Прогнозирование поведения пестицидов в воде // Тр. сов.-американ. симпозиума. Прогнозирование поведения пестицидов в окружающей среде. Л.: Гидрометеиздат, 1984. С. 178–193.

- Карсевич Ю.Н.* Основы селекции микроорганизмов, утилизирующих синтетические органические соединения. М.: Наука, 1992. 144 с.
- Киреев В.А.* Краткий курс физической химии. М.: Химия, 1969. 769 с.
- Киселев А.Н.* Прогнозное биогеографическое картографирование. М.: Наука, 1985. 104 с.
- Климат Могилева. Л.: Гидрометеоиздат, 1982. 149 с.
- Клисанко М.А., Макаруч Т.Л.* Высокоэффективная жидкостная хроматография – перспективный метод определения остаточных количеств пестицидов // *Агрехимия*. 1992. № 1. С. 139–158.
- Кныр Л.Л., Соколов М.С., Перфилова Н.В., Сухопарова В.П.* Методы определения пропанида, линуронона и 3,4-дихлоранилина в воде, почве и донных отложениях // *Химия в сел. хоз-ве*. 1976. № 9. С. 65–68.
- Ковда В.А.* Основы учения о почвах. М.: Наука, 1973. Кн 1. 447 с.
- Ковда В.А., Глазовская М.А., Соколов М.С., Стрекозов Б.П.* Последствие пестицидов и прогнозирование загрязнения их остатками территории // *Изв. АН СССР. Сер. биол.* 1977. № 1. С. 120–124.
- Ковда В.А., Розанов Б.Г.* Почвоведение. М.: Высш. шк., 1988. Ч. 1, 2. 400 с., 368 с.
- Кожевин П.А.* Микробные популяции в природе. М.: Изд-во МГУ, 1989. 175 с.
- Кожевин П.А., Рабинович Н.А., Белов А.П., Градова Н.Б.* Влияние загрязнения поверхностно-активными веществами на устойчивость бактериального комплекса чернозема // *Вестн. МГУ. Сер. 17, Почвоведение*. 1994. № 1. С. 55–57.
- Кожина Л.А.* Самоочищение городской почвы // *Гигиена и санитария*. 1951. № 4. С. 19–25.
- Козаченко Т.И., Язынина Р.А.* Основные направления картографических исследований экологических проблем взаимодействия АПК и природной среды // *География и природные ресурсы*. 1991. № 3. С. 5–11.
- Круглов Ю.В.* Микробиологические аспекты применения гербицидов в сельском хозяйстве: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М. 1984. 46 с.
- Круглов Ю.В.* Микрофлора почвы и пестициды: М.: Агропромиздат. 1991. 129 с.
- Кураков А.В.* Минеральные удобрения как фактор воздействия на микробную систему почв: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. МГУ. 1983. 23 с.
- Кураков А.В., Звягинцев Д.Г., Филип З.* Изменение комплекса гетеротрофных микроорганизмов при загрязнении дерново-подзолистой почвы свинцом // *Почвоведение*. 2000. № 12. С. 1448–1456.
- Лархер В.* Экология растений. М.: Высш. шк., 1979. 367 с.
- Лебедева Г.Ф., Агапов В.И., Благовецкий Ю.Н., Самсонова В.П.* Гербициды и почва (экологические аспекты применения пестицидов). М.: Изд-во МГУ, 1990. 208 с.
- Левич А.П.* Понятие устойчивости в биологии. Математические аспекты // *Человек и биосфера*. М.: Изд-во МГУ, 1976. С. 138–175.
- Липец Ю.Г.* Устойчивость систем в экономической и социальной географии // *Устойчивость геосистем*. М.: Наука, 1983. С. 78–83.
- Лунев М.И.* Пестициды и охрана агрофитоценозов. М.: Колос, 1992. 269 с.
- Майер-Бодэ Г.* Гербициды и их остатки. М.: Мир, 1972. 558 с.
- Малкина-Пых И.Г.* О возможном подходе к оценке самоочищающей способности экосистем от пестицидов // *Агрехимия*. 1995. № 9. С. 115–119.
- Мамай И.И.* Устойчивость природных территориальных комплексов // *Вестн. МГУ. Сер. 5, География*. 1993. № 4. С. 3–10.
- Марфенина О.Е.* Микологический мониторинг почв: возможности и перспективы // *Почвоведение*. 1994. № 1. С. 75–80.

- Марфенина О.Е.* Антропогенные изменения комплексов микроскопических грибов в почвах: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М., 1999. 49 с.
- Мельников Н.Н.* Химия и технология пестицидов. М.: Химия, 1974.
- Мельников Н.Н.* Пестициды. Химия, технология и применение. М.: Химия, 1987. 712 с.
- Мельников Н.Н.* Пестициды и окружающая среда // *Агрохимия*. 1990. № 12. С. 71–94.
- Мельников Н.Н., Кожевникова Г.М.* Человек, растения, животные, пищевые продукты и пестициды // *Агрохимия*. 1991. № 2. С. 136–148.
- Мельников Н.Н., Мильштейн И.М.* Последние достижения в области системных фунгицидов // *Агрохимия*. 1986. № 6. С. 115–136.
- Мельникова Н.П., Довгилевич А.В., Грандберг И.И.* Особенности разложения пестицидов под воздействием света // *Изв. ТСХА*. 1980. Вып. 2. С. 186–189.
- Методы общей бактериологии / Под ред. Ф. Герхардта и др.* М.: Мир, 1983. Т. 1. 536 с.
- Методы почвенной микробиологии и биохимии / Под ред. Д.Г. Звягинцева.* М.: Изд-во МГУ, 1991. 303 с.
- Микроорганизмы и охрана почв / Под ред. Д.Г. Звягинцева.* М.: Изд-во МГУ, 1989. 206 с.
- Мирицхулава Ц.Е.* Об одном подходе сравнительного анализа нарушения экологической устойчивости агроэкосистем // *Докл. Рос. акад. с.-х. наук*. 1993. № 4. С. 37–41.
- Мирчинк Т.Г.* Почвенная микология. М.: Изд-во МГУ, 1988. 220 с.
- Мишустин Е.Н.* Соотношение бактериальных форм в почве как показатель ее самоочищения // *Загрязнение и самоочищение внешней среды*. Изд-во АН СССР, 1949. С. 116–121.
- Мишустин Е.Н., Перцовская М.И.* Микроорганизмы и самоочищение почвы. М.: Изд-во АН СССР, 1954. 651 с.
- Мишустин Е.Н.* Микроорганизмы и продуктивность земледелия. М.: Наука, 1972. 343 с.
- Мишустин Е.Н., Перцовская М.И.* Микроорганизмы и самоочищение почвы. М.: Изд-во АН СССР, 1954. 650 с.
- Мишустин Е.Н., Перцовская М.И., Горбов В.А.* Санитарная микробиология почвы. М.: Наука, 1979. 304 с.
- Мороков В.В.* Природно-экономические основы регионального планирования охраны рек от загрязнения. Л.: Гидрометеиздат, 1987. 282 с.
- Мотузова Г.В.* Соединение микроэлементов в почвах: системная организация, экологическое значение, мониторинг. М.: Эдиториал УРСС, 1999. 168 с.
- Небел Б.* Наука об охране окружающей среды. Как устроен мир. М.: Мир, 1993. Т. 2. 328 с.
- Никитин Д.П., Новиков Ю.П.* Окружающая среда и человек. М.: Высш. шк., 1980. 423 с.
- Никитина З.И.* Микробиологический мониторинг наземных экосистем. Новосибирск: Наука, 1991. 222 с.
- Никитин Д.И., Никитина Э.С.* Процессы самоочищения окружающей среды и паразиты бактерий. М.: Наука, 1978. 205 с.
- Николаева С.А.* Устойчивость почв дельтовых экосистем в условиях интенсивного орошения (для целей рисосеяния) // *Почвоведение*. 1995. № 10. С. 1226–1232.
- Новожилов К.В., Петрова Т.М., Андреев Ю.Б.* Транслокация и трансформация пестицидов в почвах и растениях // *Прогнозирование поведения пестицидов в окружающей среде*. Л.: Гидрометеиздат, 1984. С. 94–99.

- Новосельцев В.Н.* Теория управления и биосистемы. Анализ сохранительных свойств. М.: Наука, 1977. 215 с.
- Одум Ю.* Основы экологии. М.: Мир, 1975. 740 с.
- Одум Ю.* Экология. М.: Мир, 1986. Т. 2. 328 с.
- Оксазолидиноны – новый класс фунгицидов системного действия. Sandoz, Agroddivision, Базель, Швейцария, 1992. 53 с.
- Паников Н.С.* Кинетика роста микроорганизмов. М.: Наука, 1992. 311 с.
- Паников Н.С., Палеева М.В., Дедьш С.Н., Дорофеев А.Г.* Кинетические методы определения биомассы и активности различных групп почвенных микроорганизмов // Почвоведение. 1991. № 8. С. 109–120.
- Паринкина О.М., Ключева Н.В.* Микробиологические аспекты уменьшения естественного плодородия почв при их сельскохозяйственном использовании // Почвоведение. 1995. № 5. С. 573–581.
- Пачепский Я.А., Мироненко Е.В., Галиулин Р.В., Соколов М.С.* Статистические модели динамики содержания пестицидов и их метаболитов в почвах. Пушино: Изд-во НЦБИ, 1982. 45 с.
- Пашин Ю.В., Казаченко В.И., Зацепилова Т.А.* Химические мутагены окружающей среды. М.: 1983.
- Перцовская М.И.* Адсорбционная способность и процессы бактериального самоочищения почвы // Загрязнение и самоочищение внешней среды. М.: Изд-во АН СССР, 1949. С. 125–131.
- Петрова Т.М.* Экстракция пестицидов из различных растений и почв // Агрохимия. 1985. № 6. С. 107–111.
- Плахотный И.Н., Долгова Л.Г.* Применение микроколоночной жидкостной хроматографии высокого давления для идентификации пестицидов различных классов // Агрохимия. 1993. № 12. С. 75–81.
- Полянская Л.М.* Микробная сукцессия в почве: Авторефы. дис. ... д-ра биол. наук. М.: Изд-во МГУ, 1996. 96 с.
- Полянская Л.М., Головченко А.В., Звягинцев Д.Г.* Микробная биомасса в почвах // Докл. АН, 1995. Т. 344, № 6. С. 846–848.
- Полянская Л.М., Лукин С.М., Звягинцев Д.Г.* Изменение состава микробной биомассы при культивации почв // Почвоведение. 1977. № 2. С. 206–212.
- Почвенная съемка / Под ред. А.В. Тюрина, И.П. Герасимова. М.: Изд-во АН СССР, 1959. 346 с.
- Почвенно-экологический мониторинг и охрана почв / Под ред. Д.С. Орлова, В.Д. Васильевской. М.: Изд-во МГУ, 1994. 272 с.
- Преображенский В.С.* Проблемы изучения устойчивости геосистем // Устойчивость геосистем. М.: Наука, 1983. С. 4–7.
- Прокофьев О.Н.* Защита растений: настоящее и будущее. Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние. 1983. 212 с.
- Пузаченко Ю.Г.* Инвариантность геосистем и их компонентов // Устойчивость геосистем. М.: Наука, 1983. С. 32–41.
- Рагала П., Какаликова Л.* Применение фунгицида ридомила на виноградниках // Виноградарство (ЧССР). 1988. № 4. С. 5–9.
- Разложение гербицидов / Под ред. П. Керни, Д. Кауфмана. М.: Мир, 1971. 358 с.
- Риклефс Р.* Основы общей экологии. М.: Мир, 1979. 418 с.
- Рубан Е.Л.* Разложение неприродных соединений микроорганизмами // Изв. АН СССР. Сер. биол. 1978. № 3. С. 301–312.
- Савчук С.Ф.* Устойчивость рельефа Солигорской равнины к техногенным нагрузкам // ДАН Белоруссии. 1993. Т. 37, № 5. С. 108–110.
- Садовников И.Ф.* Почвенные исследования и составление почвенных карт. М.: Сельхозгиз, 1953. 160 с.

Сведения основных показателей оксадиксила – действующего вещества семейства продуктов сандофан / Оксазолидиноны – новый класс фунгицидов системного действия. Sandoz, Agroddivision, Базель, Швейцария, 1987. 63 с.

Светлосанов В.А. Устойчивость и стабильность природных экосистем (модельный аспект) // Итоги науки и техники. Сер. Теоретич. и общ. вопр. географии. ВИНТИ, 1990. Т. 8.

Свирижев Ю.М. Устойчивость и сложность в математической экологии // Устойчивость геосистем. М.: Наука, 1983. С. 41–50.

Свирижев Ю.М., Логофет Д.О. Устойчивость биологических систем. М.: Наука, 1978. 362 с.

Семенов Ю.М., Палахин О.Ю. Картографирование устойчивости геосистем // Структура, функционирование, эволюция природных и антропогенных ландшафтов. М., С-П. 1977. С. 95–96.

Скрябин Г.К., Головлева Л.А. Микробиологическая трансформация и деградация пестицидов // Изв. АН СССР. Сер. биол. и хим. 1975. № 6. С. 805–819.

Скрябин Г.К., Головлева Л.А. Использование микроорганизмов в органическом синтезе. М.: Наука, 1976. 336 с.

Скрябин Г.К., Головлева Л.А. Биотехнология защиты окружающей среды от ксенобиотиков // Изв. АН СССР. Сер. биол. 1986. № 6. С. 805–813.

Смагин А.В. К теории устойчивости почв // Почвоведение. 1994. № 12. С. 26–34.

Снакин В.В., Алябина И.О., Кречетов П.П. Экологическая оценка устойчивости почв к антропогенному воздействию // Изв. АН. Сер. географ. 1995. № 5. С. 50–57.

Снакин В.В., Присяжная А.А. Экологическая оценка состояния почв: попытка количественного подхода // Изв. АН СССР. Сер. биол. 1995. № 1. С. 105–109.

Соколов М.С. Элементы экотоксикологической модели экспресс-изучения судьбы биоцидов в ландшафте // Механизм действия гербицидов и синтетических регуляторов роста растений и их судьба в биосфере. Тр. X Междунар. симпоз. Пушино. 1975. Ч. 2. С. 69–72.

Соколов М.С. О возможности прогнозирования поведения пестицидов в почве // Прогнозирование поведения пестицидов в окружающей среде. Труды сов.-амер. симпоз. Л.: Гидрометеоиздат, 1984. С. 34–41.

Соколов М.С. Ксенобиотические соединения и охрана почв // Поведение поллютантов в почвах и ландшафтах. Пушино: Изд-во НЦБИ. 1990. С. 3–6.

Соколов М.С., Глазовская М.А. Методика составления мелкомасштабных схематических карт использования и условий детоксикации пестицидов // Методы и проблемы экотоксикологического моделирования и прогнозирования. Пушино: Изд-во НЦБИ, 1979. С. 20–29.

Соколов М.С., Кныр Л.Л., Чубенко А.П. Гербициды в рисоводстве. М.: Наука, 1977. 141 с.

Соколов М.С., Соколова Е.Б., Гончарук Е.И., Шостак Л.Б. Эколого-агрохимическая оценка и прогноз последствий пестицидов (на примере УССР и МССР) // Изв. АН СССР. Сер. биол. 1981. № 3. С. 359–369.

Солнцева Н.П. О биологических и геоматических факторах формирования природной среды // Вестн. МГУ. Сер. 5. География. 1973. № 1. С. 41–50.

Сорокина Н.П. Крупномасштабная картография почв в связи с агроэкологической типизацией земель // Почвоведение. 1993. № 9. С. 52–60.

Список химических и биологических средств борьбы с вредителями, болезнями растений и сорняками, регуляторов роста растений и феромонов, разрешенных для применения в сельском, в том числе фермерском, лесном и коммунальном хозяйствах на 1992–1996 гг. // Защита растений. 1992. № 3. С. 2–38.

- Справочник по пестицидам / Под ред. Н.Н. Мельникова и др. М.: Химия, 1985. 705 с.
- Справочник по охране природы / Под ред. К.П. Митрюшкина. М.: Лесная промышленность, 1980.
- Сыну Е.И., Иванова Л.Н.* Математическое прогнозирование и профилактика загрязнения окружающей среды пестицидами. М.: Медицина, 1977. 166 с.
- Столбунев А.К.* Адаптированность микрофлоры к деструкции токсических органических веществ как показатель загрязнения и самоочищения водоемов // Водные ресурсы. 1983. № 4. С. 176–178.
- Структура и функции микробных сообществ почв с различной антропогенной нагрузкой (тезисы докл.). Киев: Наук. думка, 1982. 286 с.
- Судакова Н.Г., Введенская А.И., Немцова Г.М.* Устойчивость литолого-палеогеографической основы природной среды Московского региона // Вестн. МГУ. Сер. 5, География. 1997. № 1. С. 43–53.
- Суровцева Э.Г., Васильева Г.К., Баскунов Б.П., Вольнова А.И.* Разложение 3,4-дихлоранилина культурой *Alcaligenes faecalis* // Микробиология. 1981. Т. 50, вып. 4. С. 740–743.
- Сухопарова В.П., Ананьева Н.Д., Перфилова Н.В.* Поведение фунгицида металаксилы (ридомила) в дерново-подзолистой почве. Сообщение 1 // Агрохимия. 1990. № 2. С. 111–120.
- Сухопарова В.П., Ананьева Н.Д., Перфилова Н.В.* Поведение фунгицида металаксилы (ридомила) в дерново-позолистой почве. Сообщение 2 // Агрохимия. 1991. № 1. С. 106–111.
- Сухопарова В.П., Соколов М.С.* Анализ остатков ариламидных гербицидов в воде, почве, растениях и продуктах урожая // Агрохимия. 1983. № 8. С. 117–134.
- Терентьева Н.Л.* Химические показатели загрязнения и самоочищения черноземных почв // Гигиена и санитария. 1945. № 4. С. 5–10.
- Титлянова А.А., Тихомирова Н.А., Шатохина Н.Г.* Продукционный процесс в агроценозах. Новосибирск: Наука, 1982.
- Трунова О.Н.* Биологические факторы самоочищения водоемов и сточных вод. Л.: Наука, 1979. 110 с.
- Тюрюканова Г.К., Орешкин В.Н.* Фитолитическая способность фунгицида ридомила // Агрохимия. № 8. 1989. С. 111–113.
- Уиттекер Р.* Сообщества и экосистемы. М.: Прогресс, 1980. 326 с.
- Устойчивость геосистем / Отв. ред. А.Д. Арманд, И.Ю. Долгунин. М.: Наука, 1983. 88 с.
- Финкельштейн З.И., Головлева Л.А.* Устойчивость в почве фунгицида ридомила и воздействие его на почвенные микроорганизмы // Бюл. ВНИИ СХМ. 1987. № 4. С. 38–39.
- Фокин А.Д.* Проблема антропогенных загрязнений почв // Почвоведение. 1989. № 10. С. 85–93.
- Фокин А.Д.* Устойчивость почв и наземных экосистем: Подходы к систематизации понятий и оценке // Изв. ТСХА. 1995. Вып. 2. С. 71–85.
- Хайниш Э., Паукке Х., Назель Г.-Д., Ханзен Д.* Агрохимикаты в окружающей среде. М.: Колос, 1979. 357 с.
- Цыганенко А.Ф.* Почвенное картирование. Л.: Изд-во ЛГУ, 1967. 128 с.
- Цыганков А.П., Балацкий О.Ф., Сенин В.И.* Технический прогресс – химия – окружающая среда. М.: Химия, 1979. 295 с.
- Черепенко Е.И., Малюта С.С.* О новых возможностях детоксикации гербицидов в растениях и окружающей среде // Успехи соврем. биологии. 1990. Т. 110, вып. 3(6). С. 461–474.

- Чертов О.Г., Владимирова В.К., Чуков С.Н.* Об оценке экологического потенциала почв // Вестн. СПбГУ. Сер. 3. 1992. Вып. 4, № 24. С. 91–97.
- Шилов М.П.* Критерии выработанности и устойчивости растительных сообществ // Тр. Куйбышев. гос. пед. ин-та. 1977. Т. 206, № 6.
- Щербакова Т.А.* Ферментативная активность почв и трансформация органического вещества. Минск: Наука и техника, 1983. 222 с.
- Экологическая роль микробных метаболитов / Под ред. Д.Г. Звягинцева. М.: Изд-во МГУ, 1986. 240 с.
- Экосистемы в критических состояниях / Под ред. Ю.Г. Пузаченко. М.: Наука, 1989. 214 с.
- Эрнстова Л.С., Семенова И.В.* Самоочищающая способность природной воды как показатель экологического состояния водного объекта // Вод. ресурсы. 1994. Т. 21, № 2. С. 161–165.
- Яблоков А.В.* Об отрицательных последствиях применения пестицидов // С.-х. биология. 1988. № 3. С. 99–105.
- Aelion C.M., Swindoll C.M., Pfaender F.K.* Adaptation to and biodegradation of xenobiotic compounds by microbial communities from a pristine aquifer // Appl. Environ. Microbiol. 1987. Vol. 53. P. 2212–2217.
- Agricultural statistics, 1994. Wash. (D.C.): US gov. print. office, 1994.
- Alexander M.* Biodegradation: Problems of molecular recalcitrance and microbial accessibility // Adv. Appl. Microbiol. 1965. Vol. 7. P. 35–80.
- Alexander M.* Biodegradation of chemicals of environmental concern // Science. 1980. Vol. 211. P. 132–138.
- Alexander M.* Biodegradation and bioremediation. N.Y.: Acad. press, 1994.
- Alexander M., Scow R.M.* Kinetics of biodegradation in soil // Reactions and movement of organic chemicals in soils / Ed. B.L. Sowbey, K. Brown. 1987. Vol. 22. P. 243–269.
- Allen R., Walker A.* The influence of soil properties on the rates of degradation of metamitron, metazachlor, and mertibuzin // Pesticide Sci. Soil. Sci. Soc. Amer. 1987. Vol. 18. P. 95–111.
- Alvarez R., Santanatoglia J., Garcia R.* Effect of temperature on soil microbial biomass and its metabolic quotient in situ under different tillage systems // Biol. Fertil. Soils. 1995. Vol. 19, N 2/3. P. 227–230.
- Ananyeva N.D., Demkina T.S., Jones W.J.* et al. Microbial biomass in soils of Russia under long-term management practices // Ibid.* 1999. Vol. 29. P. 291–299.
- Anderson J.P.E.* Pesticide effects on non-target soil microorganisms // Pesticide microbiology. Leverkusen, 1978. P. 313–353.
- Anderson J.P.E.* Herbicide degradation in soil: Influence of microbial biomass // Soil Biol. and Biochem. 1984. Vol. 16, N 5. P. 483–489.
- Anderson J.P.E., Domsch K.H.* Measurement of bacterial and fungal contributions to respiration of selected agricultural and forest soils // Canad. J. Microbiol. 1975. Vol. 21. P. 314–322.
- Anderson J.P.E., Domsch K.H.* A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils // Soil Biol. and Biochem. 1978. Vol. 10, N 3. P. 215–221.
- Anderson T.-H., Domsch K.H.* Maintenance requirements of actively metabolizing microbial populations under in situ conditions // Ibid. 1985a. Vol. 17, N 2. P. 197–203.
- Anderson T.-H., Domsch K.H.* Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state // Biol. Fertil. Soils. 1985b. Vol. 9, N 1. P. 81–89.

* Ibid. – данные те же, что и в предыдущем источнике.

- Anderson T.-H., Domsch K.H.* Ratio of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils // *Soil Biol. and Biochem.* 1989. Vol. 21, N 4. P. 471–479.
- Anderson T.-H., Domsch K.H.* Application of eco-physiological quotients (qCO_2 and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories // *Ibid.* 1990. Vol. 22, N 2. P. 251–255.
- Anderson T.-H., Domsch K.H.* The metabolic quotient for CO_2 (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effect of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils // *Ibid.* 1993. Vol. 25, N 3. P. 393–395.
- Anderson T.-H., Gray T.R.G.* Soil microbial carbon uptake characteristics in relation to soil management // *FEMS Microbiol. and Ecol.* 1989. Vol. 74. P. 11–20.
- Anderson T.-H., Joergensen R.G.* Relationship between SIR and FE estimates of microbial biomass C in deciduous forest soils at different pH // *Soil Biol. and Biochem.* 1997. Vol. 29, N 7. P. 1033–1042.
- Andreoni V., Baggi G.* Bioremediation of contaminates sites: Problems and perspectives // *Ann. microbiol. ed enzimol.* 1996. Vol. 46. P. 125–136.
- Aselage J.M.* Effects of pesticides on the soil microbiota // *Bio-Dynamics.* 1979. N 132. P. 11–18.
- Aspelin A.* Pesticides industry sales and usages, 1992 and 1993 market estimates / US EPA. Wash. (D.C.), 1994. 33 p.
- Atlas R.M., Horowitz A., Krichevskiy M., Bej A.K.* Response of microbial populations to environmental disturbance // *Microbiol. Ecol.* 1991. Vol. 22, N 3. P. 249–256.
- Atlas R.M., Pramer D., Bartha R.* Assesment of pesticide effects on non-target soil microorganisms // *Soil Biol. and Biochem.* 1978. Vol. 10, N 3. P. 231–239.
- Baath E., Soderstrom B.* Comparisons of agar-film and membrane-filter methods for the estimation of hyphal lengths in soil, with particular reference to the effect of magnification // *Ibid.* 1980. Vol. 12. P. 385–387.
- Babich H., Bewley R.F., Stotzky G.* Application of the “ecological doze” concept to the import of heavy metals on some measured-mediated ecological process in soil // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1983. Vol. 12. P. 421–426.
- Bailey A.M., Coffey M.D.* A sensitive bioassay for quantification of metalaxyl in soils // *Phytopathology.* 1984. Vol. 74, N 6. P. 667–669.
- Bailey A.M., Coffey M.D.* Biodegradation of metalaxyl in avocado soils // *Ibid.* 1985. Vol. 85, N 2. P. 135–136.
- Bailey A.M., Coffey M.D.* Characterization of microorganisms involved in accelerated biodegradation of metalaxyl and metalachlor in soils // *Canad. J. Microbiol.* 1986. Vol. 32. P. 562–568.
- Bardgett R.D., Hobbs P.J., Frostegard A.* Changes in soil fungal: bacterial biomass ratios following reductions in the intensity of management of an upland grassland // *Biol. Fertil. Soils.* 1996. Vol. 22, N 3. P. 261–264.
- Barriuso E., Calvet R.* Soil type and herbicides adsorption // *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 1992. Vol. 46. P. 117–128.
- Bauhus J., Pare D., Cote L.* Effects of three species, stand age and soil type on soil microbial biomass, and its activity in a southern boreal forest // *Soil Biol. and Biochem.* 1998. Vol. 30, N 8/9. P. 1077–1089.
- Beare M.H., Neely C.L., Coleman D.C., Hargrove W.L.* A substrate – induced respiration (SIR) – method for measurement of fungal and bacterial biomass on plant residues // *Ibid.* 1990. Vol. 22, N 5. P. 585–594.
- Biederbeck V.O., Campbell C.A., Smith A.S.* Effects of long-term 2,4-D field applications on soil biochemical processes // *J. Environ. Quality.* 1987. Vol. 16, N 3. P. 275–262.
- Blagodatskaya E.V., Anderson T.-H.* Interactive effects of pH and substare quality on the fungal-bacterial ratio and qCO_2 of microbial communities in forest soils // *Soil Biol. and Biochem.* 1998. Vol. 30, N 10/11. P. 1269–1274.
- Blagodatskaya E.V., Anderson T.-H.* Adaptive responses of soil microbial commu-

nities under experimental acid stress in controlled laboratory studies // *Appl. Soil Ecol.* 1999. N 11. P. 207–216.

Blet-Charandean C., Muller J., Landelaut H. Kinetics of carbon dioxide evolution in relation to microbial biomass and temperature // *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 1990. Vol. 54. P. 1324–1328.

Boethling R.S., Gregg B., Frederick R. et al. Expert systems survey on biodegradation of xenobiotic chemicals // *Ecotoxicol. and Environ. Safety.* 1989. Vol. 18, N 3. P. 252–267.

Bolan N.S., Baskaran S. Biodegradation of 2,4-D herbicide as affected by its adsorption-desorption behavior and microbial activity of soils // *Austral. J. Soil Res.* 1996. Vol. 34, N 6. P. 1041–1053.

Bolin B. Changes of land biota and their importance for the carbon cycle // *Science.* 1977. Vol. 196. P. 613–615.

Bollag J.-M., Blattmann P., Laanio T. Adsorption and transformation of four substituted anilines in soil // *J. Agr. Food Chem.* 1978. Vol. 26, N 6. P. 1302–1306.

Bollag J.-M., Liu S.Y. Biological transformation processes of pesticides // *Pesticides in soil environment* / Ed. H.H. Chang. *Soil Sci. Soc. Amer.*, 1990. P. 169–211.

Bollag J.-M., Loll M.J. Incorporation of xenobiotics into soil humus // *Experientia.* 1983. Vol. 39. P. 1221–1229.

Bollag J.-M., Myers C.J., Minard R.D. Biological and chemical interactions of pesticides with soil organic matter // *Sci. Total Environ.* 1992. Vol. 123/124. P. 205–217.

Bouma J. Soil environmental quality: A European perspective // *J. Environ. Quality.* 1997. Vol. 26, N 1. P. 26–31.

Bradley R.L., Fyles J.W. A kinetic parameters describing soil available carbon and its relationship to rate increase in C mineralization // *Soil Biol. and Biochem.* 1995. Vol. 27, N 2. P. 167–172.

Bramley R.G., White R.E. An analysis of variability in the activity of nitrifiers in a soil under pasture. I. Spatially dependent variability and optimum sampling strategy // *Austral. J. Soil Res.* 1991. Vol. 29, N 2. P. 95–108.

Brookes P.C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals // *Biol. Fertil. Soils.* 1995. Vol. 19. P. 269–279.

Brown A.W.A. Ecology of pesticides. N.Y.: Wiley, 1978. 525 p.

Brunner W., Focht D.D. Deterministic three-half-order kinetic model for microbial degradation of added carbon substrates in soil // *Appl. Environ. Microbiol.* 1984. Vol. 47. P. 167–172.

Buchanan M., King L.D. Seasonal fluctuations in soil microbial biomass carbon, phosphorus, and activity in no-till and reduced-chemical-input maize agroecosystems // *Biol. Fertil. Soils.* 1992. Vol. 13, N 4. P. 211–217.

Buchel K.H. Political, economic and philosophical aspects of pesticide use for human welfare // *IUPAC pesticide chemistry: Human welfare and the environment* / Ed. Miyamoto et al. Oxford, N.Y.: Pergamon press, 1983.

Bull A. Biodegradation: Some attitudes and strategies of microorganisms and microbiologists // *Contemporary microbial ecology* / Ed. D.C. Ellwood et al. L. etc.: Acad. press, 1980. P. 101–136.

Burge W.D. Microbial population hydrolysing propanil and accumulation of 3,4-dichloroaniline and 3,3',4,4'-tetrachloroazobenzene in soils // *Soil Biol. and Biochem.* 1972. Vol. 4. P. 379–386.

Businelli M., Patumi M., Marucchini C. Identification and determination of some metalaxyl degradation products in lettuce and sunflower // *J. Agr. Food Chem.* 1984. Vol. 32, N 3. P. 644–647.

Campbell C.O., Biederbeck V.O., Zentner R.P., Lafond G.P. Effect of crop rotations and cultural practices on soil organic matter, microbial biomass and respiration in the Black Chernozem // *Canad. J. Soil Sci.* 1991. Vol. 71. P. 363–376.

Campbell C.O., Moulin A.P., Bowren K.E. Effect of crop rotations on microbial bio-

mass, specific respiratory activity and mineralizable nitrogen in a Black Chernozemic soil // *Ibid.* 1992. Vol. 72, N 4. P. 417–427.

Carsel R.T., Nixon W.B., Ballantine L.C. Comparison of pesticide root model predictions with observed concentrations for the tobacco pesticide metalaxyl in unsaturated zone soils // *Environ. Toxicol. and Chem.* 1986. Vol. 5, N 4. P. 345–353.

Carter M.R. The influence of tillage on the proportion of organic carbon and nitrogen in the microbial biomass of medium-textured soils in a humid climate // *Biol. Fertil. Soils.* 1991. Vol. 11, N 2. P. 135–139.

Chang S.X., Trofimow J.A. Microbial respiration and biomass (substrate-induced respiration) in soils of old-growth and regenerating forests on Northern Vancouver Island British Columbia // *Ibid.* 1996. Vol. 23, N 2. P. 145–152.

Chapin F.S., Torn M., Tateno M. Principles of ecosystem sustainability // *Amer. Natur.* 1996. Vol. 148, N 6. P. 1016–1037.

Chiou C.T. Theoretical considerations of the partition uptake of nonionic organic compounds by soil organic matter // *Reactions and movement of organic chemicals in soils* / Ed. Sawhney, K. Brown. Soil. Sci. Soc. Amer., 1989. P. 1–29.

Chisaka H., Kearney P.C. Metabolism of propanil in soils // *J. Agr. Food Chem.* 1970. Vol. 18. P. 854–858.

Cihrstensen M. A view of fungal ecology // *Mycologia.* 1989. Vol. 81, N 1. P. 1–19.

Cohen Y., Reuveni M., Eyal H. The systemic antifungal activity of ridomil against phytophthora infestans on tomato plant // *Phytopathology.* 1979. Vol. 69. P. 645–649.

COHORT Software (1986, 1990) Costat version 4.21. Berkeley (Calif.), 1986; 1990.

Coleman D.C. Compartmental analysis of “total soil respiration”: An exploratory studies // *Oikos.* 1973. Vol. 24, N 3. P. 363–366.

Coleman D.C., Odum E.P., Crossley D.A. Soil biology, soil ecology, and global change // *Biol. Fertil. Soils.* 1992. Vol. 14, N 2. P. 104–111.

Cooper S.L., Wingfield G.I., Lawley P., Greaves M.P. Miniaturized methods for testing the toxicity of pesticides to microorganisms // *Weed Res.* 1978. Vol. 18, N 2. P. 105–107.

Cramer H.H. Plant protection and world crop production // *Pflanzenschutz-Nachr. “Bayer”.* 1967. Bd. 20. S. 524.

Cronan C.S., Grigal D.F. Use of calcium/aluminum ratios as indicators of stress in forest ecosystems // *J. Environ. Quality.* 1995. Vol. 24, N 2. P. 209–226.

Cullimore D.R. The enumeration of 2,4-D degraders in Saskatchewan soils // *Weed Sci.* 1981. Vol. 29. P. 440–443.

Cullimore D.R., Ball L. New monitoring system for proteolyses in soil as influenced by selected herbicidal applications // *Appl. Environ. Microbiol.* 1978. Vol. 36, N 6. P. 959–961.

Dagley S. Microbial degradation of stable chemical structures: General features of metabolic pathways // *Degradation of synthetic organic molecules in the biosphere.* Wash. (D.C.): Nat. Acad. of Sci., 1972. P. 1–16.

Dancau H., Popa E., Bonef G. Action of pesticides on soil microflora: Ways establishing some microbiological indexes to characterize soil pollution level // *IV Symp. soil biol.* Bucuresti, 1977. P. 155–163.

De Luca T.H., Keehey D.R., McCarthy G.W. Effect of freeze-thaw events on mineralization of soil nitrogen // *Biol. Fertil. Soils.* 1992. Vol. 14, N 2. P. 116–120.

Dhamala B.R., Mitchel M.J. Soil disturbance and elemental dynamics in a northern hardwood forest soil, USA // *Water, Air and Soil Pollution.* 1996. Vol. 88, N 3/3. P. 343–353.

Diaz-Ravina M., Carballas T., Acea M.I. Microbial biomass and metabolic activity in four acid soils // *Soil Biol. and Biochem.* 1988. Vol. 20, N 6. P. 817–823.

Domsch K.H. Effects of pesticides and heavy metals on biological processes in soil // *Plant and Soil*. 1984. Vol. 76. P. 367–378.

Domsch K.H., Beck Th., Anderson J.P.E. et al. A comparison of methods for soil microbial population and biomass studies // *Ztschr. Pflanzenernachr. Bodenk.* 1979. Bd. 142. S. 520–533.

Domsch K.H., Jagnow G., Anderson T.-H. An ecological concept for the assessment of side-effects of agrochemicals on soil microorganisms // *Residue Rev.* 1983. Vol. 86. P. 65–105.

Doran J.W. Microbial biomass and mineralizable nitrogen distributions in no-tillage and plowed soils // *Biol. Fertil. Soils*. 1987. Vol. 5, N 1. P. 68–75.

Dorfler U., Haala R., Matties M., Scheunert I. Mineralization kinetics of chemicals in soils in relation to environmental conditions // *Ecotoxicol. and Environ. Safety*. 1996. Vol. 34, N 3. P. 216–222.

Droby S., Coffey M.D. Biodegradation process and the nature of metabolism of metalaxyl in soil // *Ann. Appl. Biol.* 1991. Vol. 118, N 3. P. 543–553.

Duah-Yentumi S., Johnson D.B. Changes in soil microflora in response to repeated applications of some pesticides // *Soil Biol. and Biochem.* 1986. Vol. 18, N 6. P. 629–635.

Eagle D.J. Fate of applied pesticides in the environment // *Aspects Appl. Biol.* 1988. Vol. 17, N 1. P. 209–212.

Edwards C.A. Environmental aspects of the usage of pesticides in developing countries // *Med. Fac. Landbouwn. Rijksuniv. Gent*. 1977. Vol. 42, N 2. P. 853–868.

Entry J.A., Donnelly P.K., Emmingham W.H. Microbial mineralization of atrazine and 2,4-dichlorophenoxyacetic acid in riparian pasture and forest soils // *Biol. Fertil. Soils*. 1994. Vol. 18. P. 89–94.

Entry J.A., Emmingham W.H. Influence of vegetation on microbial degradation of atrazine and 2,4-dichlorophenoxyacetic acid in riparian soils // *Canad. J. Soil. Sci.* 1996. Vol. 76. P. 101–106.

Entry J.A., Mitchell C.C., Backman C.B. Influence of management practices on soil organic matter, microbial biomass and cotton yield in Alabama's "Old Rotation" // *Biol. Fertil. Soils*. 1996. Vol. 23, N 4. P. 353–358.

Fate of pesticides and chemicals in the environment / Ed. J.J. Schnoor. N.Y. etc.: Wiley, 1992. 375 p.

Felsot A.S., Dzantor E.K. Effect of alachlor concentration and an organic amendment on soil dehydrogenase activity and pesticide degradation rate // *Environ. Toxicol. Chem.* 1995. Vol. 14, N 1. P. 23–28.

Fliessbach A., Martens R., Reber H.H. Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge // *Soil Biol. and Biochem.* 1994. Vol. 26, N 9. P. 1201–1205.

Follett R.F., Schimel D.S. Effect of tillage practices on microbial biomass dynamics // *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 1989. Vol. 53. P. 1091–1096.

Fournier J.C. Enumeration of the soil microorganisms able to degrade 2,4-D by metabolism and co-metabolism // *Chemosphere*. 1980. Vol. 9. P. 169–174.

Fournier J.C., Froncek B., Gamouh A., Collu T. Comparison of three methods to test side-effects of pesticides on soil microbial biomass // *Proc. of the Intern. symp. on environmental aspects of pesticide microbiology* / Ed. J.P.E. Anderson et al. Uppsala: Swed. Univ. Agr. Sci., 1992. P. 18–23.

Franzluebbers A.J., Hons F.M., Zuberer D.A. Tillage and crop effects on seasonal soil carbon and nitrogen dynamics // *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 1995a. Vol. 59. P. 1618–1624.

Franzluebbers A.J., Zuberer D.A., Hons F.M. Comparison of microbiological methods for evaluating quality and fertility of soil // *Biol. Fertil. Soils*. 1995b. Vol. 19, N 2/3. P. 135–140.

- Freedman B.* Environmental ecology: The impacts of pollution and other stresses on ecosystem structure and function. San Diego (Calif.): Acad. press, 1989. 424 p.
- Fritze H., Smolander A., Levula T.* et al. Wood-ash fertilization and fire treatments in a Scots pine forest stand: Effects on the organic layers, microbial biomass, and microbial activity // *Biol. Fertil. Soils*. 1994. Vol. 17, N 1. P. 57–63.
- Garcia C., Hernandez T., Costa F.* Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils // *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 1997. Vol. 28, N 1/2. P. 123–134.
- Gerber H.R., Anderson J.P.E., Bugel-Mogensen B.* et al. Revision of recommended laboratory tests for assessing side-effects of pesticides on soil microflora // *Proc. IV Intern. workshop*. Leverkusen, 1989.
- Ghani A., Wardle D.A., Rahman A., Lauren D.R.* Interactions between ¹⁴C-labeled atrazine and the soil microbial biomass in relation to herbicide degradation // *Biol. Fertil. Soils*. 1996. Vol. 21, N 1. P. 17–22.
- Greaves M.P.* Long-term effects of herbicides on soil microorganisms // *Ann. Appl. Biol.* 1979. Vol. 91, N 1. P. 129–132.
- Hanssen J.F., Thingstad T.F., Goksoyr J.* Evaluation of hyphal length and fungal biomass in soil by a membrane filter method // *Oikos*. 1974. Vol. 25. P. 102–107.
- Harden T., Joergensen R.G., Meyer B., Wolters V.* Soil microbial biomass estimated by fumigation-extraction and substrate-induced respiration in two pesticide treated soils // *Soil Biol. and Biochem.* 1993. Vol. 25, N 6. P. 679–683.
- Hart M.R., Brookes P.C.* Soil microbial biomass and mineralization of soil organic matter after 10 years of cumulative field applications of pesticides // *Ibid.* 1996. Vol. 28. P. 1641–1649.
- Hassett J.J., Banwart W.J.* The sorption of nonpolar organics by soils and sediments // *Reactions and movement of organic chemicals in soils* / Ed. B.L. Sawhney, K. Brown. *Soil. Sci. Soc. Amer.* 1989. P. 31–44.
- Heilmann B., Lebuhn M., Beese F.* Methods for investigation of metabolic activities and shifts in the microbial community in a soil treated with fungicide // *Biol. Fertil. Soils*. 1995. Vol. 19, N 2/3. P. 186–192.
- Helmecci B.* The effect of herbicides on soil bacteria belonging to certain physiological groups // *Acta phytopathol. Acad. sci. Hung.* 1977. Vol. 12, N 1/2. P. 41–49.
- Hezzel F., Schmidt G.* Aniline and urea derivatives in water and soil samples // *Gesund Ing.* 1977. Vol. 98, N 9. P. 221.
- Hill I.R., Wright S.J.L.* Pesticide microbiology. L.: Acad. press, 1978. 844 p.
- Hiltbold A.E., Buchanan G.A.* Influence of soil pH on persistence of atrazine in the field // *Weed Sci.* 1977. Vol. 25, N 6. P. 515–520.
- Holling C.S.* Resilience and stability of ecological systems // *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 1973. Vol. 4. P. 10–18.
- Hopkins D.W., Shiel R.S.* Size and activity of soil microbial communities in long-term experimental grassland plots treated with nature and inorganic fertilizers // *Biol. Fertil. Soils*. 1996. Vol. 22, N 1/2. P. 66–70.
- Hsu T.S., Bartha R.* Interaction of pesticide-derived chloroaniline residues with soil organic matter // *Soil Sci.* 1973. Vol. 116, N 4. P. 444–451.
- Hsu T.S., Bartha R.* Biodegradation of pesticide-derived chloroaniline residues with soil organic humus in soil and in culture solution // *Ibid.* 1974. Vol. 118, N 2. P. 213–218.
- Hsu T.S., Bartha R.* Hydrolyzable and nonhydrolyzable 3,4-dichloroaniline-humus complex and their respective rates of biodegradation // *J. Agr. Food Chem.* 1976. Vol. 24. P. 118–125.
- Hund K., Schenk B.* The microbial respiration quotient as indicator for bioremediation processes // *Chemosphere*. 1994. Vol. 28, N 3. P. 477–490.
- Hwang H.-M., Hodson R.E., Lee R.F.* Photochemical and microbial degradation of

2,4,5-trichloroaniline in freshwater lake // *Appl. Environ. Microbiol.* 1985. Vol. 50, N 3. P. 1177–1180.

Insam H. Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime? // *Soil Biol. and Biochem.* 1990. Vol. 22, N 4. P. 525–532.

Insam H., Domsch K.H. Relation between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites // *Microbial Ecol.* 1988. Vol. 15, N 2. P. 177–188.

Insam H., Haselwandter K. Metabolic quotient of the soil microflora in relation to plant succession // *Oecologica.* 1989. Vol. 79, N 1. P. 174–178.

Insam H., Hutchinson T.C., Reber H.H. Effects of heavy metal stress on the metabolic quotient of soil microflora // *Soil Biol. and Biochem.* 1996. Vol. 28, N 4/5. P. 691–694.

Insam H., Mitchell C.C., Dormaar J.F. Relationship of soil microbial biomass and activity with fertilization practice, and crop yield of three ultisols // *Ibid.* 1991. Vol. 23, N 5. P. 459–464.

Insam H., Parkinson D., Domsch K.H. Influence of macroclimate on soil microbial biomass // *Ibid.* 1989. Vol. 21, N 2. P. 211–221.

Isaaks E.H., Srivastava R.M. An introduction to applied geostatistics. N.Y.: Oxford Univ. press, 1989. 365 p.

Jayachandran K., Stolpe N.B., Moorman T.B., Shea P.Y. Application of ^{14}C -most-probably-number technique to enumerate atrazine-degrading microorganisms in soil // *Soil Biol. and Biochem.* 1998. Vol. 30. P. 523–529.

Jenkinson D.S. The soil biomass // *New Zeland Soil News.* 1977. Vol. 25. P. 213–218.

Jenkinson D.S., Powlson D.S. The effects of biocidal treatments on metabolism on soil. V. A method for measuring soil biomass // *Soil Biol. and Biochem.* 1976. Vol. 8. P. 209–213.

Johnen B.G., Drew E.A. Ecological effects of pesticides on soil microorganisms // *Soil Sci.* 1977. Vol. 123, N 5. P. 319–324.

Johnson W.H., Camper N.D. Microbial degradative activity in pesticide pretreated soil // *J. Environ. Sci. Health.* 1991. Vol. 26-B, N 1. P. 1–14.

Jones W.J., Ananyeva N.D. Correlations between pesticides rate constant and respiration activity in different soils // *Biol. Fertil. Soils.* 2001. Vol. 33, N 6. P. 477–483.

Jordan D., Kremer R.J., Bergfield W.A. et al. Evaluation of microbial methods as a potential indicators of soil quality in historical agricultural fields // *Ibid.* 1995. Vol. 19, N 3. P. 297–302.

Kaiser E.A., Martens R., Heinemeyer O. Temporal changes in soil microbial biomass carbon in an arable soil: Consequences for soil sampling // *Plant and Soil.* 1995. Vol. 170, N 2. P. 287–295.

Kanazawa J. Relationship between the soil sorption constants for pesticides and their physicochemical properties // *Environ. Toxicol. and Chem.* 1989. Vol. 8, N 6. P. 477–484.

Kauri T. Rapid multipoint method for quantification of various physiological groups of bacteria in soil // *Soil Biol. and Biochem.* 1980. Vol. 12, N 2. P. 125–130.

Kawamoto K., Urano K. Parameters for predicting fate of organochlorine pesticides in the environment. (III). Biodegradation rate constants // *Chemosphere.* 1990. Vol. 21, N 10/11. P. 1141–1152.

Kennedy A.C., Smith K.L. Soil microbial diversity and sustainability of agricultural soils // *Plant and Soil.* 1995. Vol. 170, N 1. P. 75–86.

Khan S.U. Pesticides in the soil environment. Amsterdam etc.: Elsevier, 1980. 240 p.

Kieft T.L., Sorokez E., Firestone M.K. Microbial biomass response to a rapid

increase in water potential when dry soils is rewetted // *Soil Biol. and Biochem.* 1987. Vol. 19, N 2. P. 119–126.

Ladd J.N., Amato M., Zhou Li-kai, Schultz J.E. Differential effects on rotation, plant residue and nitrogen fertilizer on microbial biomass and organic matter in an Australian alfisol // *Ibid.* 1994. Vol. 26, N 7. P. 821–831.

La Flaur K.S. Sorption of pesticides by model soils and agronomic soils: rates and equilibria // *Soil Sci.* 1979. Vol. 127, N 2. P. 94–101.

Larson R.J. Kinetic and ecological approaches for predicting biodegradation rates of xenobiotic organic chemicals in natural ecosystems // *Current perspectives in microbial ecology* / Ed. M.J. Klug, C.A. Reddy. Amer. Sosc. Microb. 1984. P. 677–686.

Lavahun M.F.E., Joergensen R.G., Meyer B. Activity and biomass of soil microorganisms at different depths // *Biol. Fertil. Soils.* 1996. Vol. 23, N 1. P. 38–42.

Leita L., De Nobili M., Muchbachova G. Bioavailability and effects of heavy metals on soil microbial biomass survival during laboratory incubation // *Ibid.* 1995. Vol. 19, N 2/3. P. 103–108.

Lensi R., Lescure C., Clays-Josserand A., Gourbiere F. Spatial distribution of nitrification and denitrification in an acid forest soil // *Forest Ecol. and Manag.* 1991. Vol. 44, N 1. P. 29–40.

Levanon D., Meisinger J.J., Codling E.E., Starr J.L. Impact of tillage on microbial activity and the fate of pesticides in the upper soil // *Water, Air and Soil Pollut.* 1994. Vol. 72. P. 179–189.

Lewis D.L., Gattie D.K. Predicting chemical concentration effects on transformation rates of dissolved organics by complex microbial assemblages // *Ecol. Modelling.* 1991. Vol. 55, N 1. P. 27–46.

Lewis D.L., Kollig H.P., Hall T.L. Predicting 2,4-dichlorophenoxyacetic acid ester transformation rates in periphyton-dominated ecosystems // *Appl. Environ. Microbiol.* 1983. Vol. 46. P. 146–151.

Lewis D.L., Kolling H.P., Hodson R.F. Nutrient limitation and adaptation of microbial populations to chemical transformation // *Ibid.* 1986. Vol. 51, N 3. P. 598–603.

Lewis J.A., Papavizas G.C., Hora T.S. Effect of some herbicides on microbial activity in soil // *Soil Biol. and Biochem.* 1978. Vol. 10, N 2. P. 137–141.

Liu Duo-Sen, Zhang Shui-Ming, Li Zhen-Gao. Study on rate model of microbial degradation of pesticides in soil // *Ecol. Modelling.* 1988. Vol. 41, N 1/2. P. 75–84.

Loos M.A., Schlosser I.F., Mapham W.P. Phenoxy herbicides degradation in soils: Quantitative study of 2,4-D and MCPA degrading microbial populations // *Soil Biol. and Biochem.* 1979. Vol. 11. P. 377–385.

Lovell R.D., Jarvis S.C., Bardgett R.D. Soil microbial biomass and activity in long-term grassland: Effects of management changes // *Ibid.* 1995. Vol. 27. P. 969–975.

Lynch J.M. Products of soil microorganisms in relation to plant growth // *Crit. Rev. Microbiol.* 1976. Vol. 5, issue 7. P. 67–87.

Lynch J., Wiseman A. Environmental biomonitoring: The biotechnology ecotoxicology interface. Cambridge: Cambridge Univ. press, 1998.

Martens R. Current methods for measuring microbial biomass C in soil: Potentials and limitations // *Soil Biol. and Biochem.* 1995. Vol. 19, N 2/3. P. 87–99.

Mathes K., Schriefer Th. Soil respiration during secondary succession influence on temperature and moisture // *Ibid.* 1987. Vol. 17, N 2. P. 205–211.

Moorman T.B. A review of pesticide effects on microorganisms and microbial processes related to soil fertility // *J. Prod. Agr.* 1989. Vol. 2, N 1. P. 14–23.

Moorman T.B. Pesticide degradation by soil microorganisms: Environmental, ecological and management effects // *Adv. Soil. Sci.* 1994. Vol. 33. P. 121–130.

Moorman T.B., Harper S.S. Transformation and mineralization of metribuzin in sur-

face and subsurface horizons of a Mississippi Delta soil // *J. Environ. Quality*. 1989. Vol. 18. P. 302–306.

Morgan P., Watkinson R. Microbiological methods for the cleanup of soil and ground water contaminated with halogenated organic compounds // *FEMS Microbiol. Rev.* 1989. Vol. 63. P. 277–299.

Morley C.R., Trofimov J.A., Coleman D.C., Cambardella C. Effect of freeze-thaw stress on bacterial populations in soil microcosms // *Microbial Ecol.* 1983. Vol. 9. P. 329–340.

Mueller T.C., Moorman T.B., Snipes C.E. Effect of concentration, sorption and microbial biomass on degradation of the herbicide fluometuron in surface and subsurface soils // *J. Agr. Food Chem.* 1992. Vol. 40, N 12. P. 2517–2522.

Musumeci M.R., Ruegg E.F., Campassi C.A. Behaviour of ^{14}C -metaxyl in Brazilian soils // *Turriabla*. 1982. Vol. 32, N 4. P. 496–499.

Nannipieri P., Johnson R.L., Paul E.A. Criteria for measurement of microbial growth and activity in soil // *Soil Biol. and Biochem.* 1978. Vol. 10. P. 223–229.

Narain Rai J.P. Effects of long-term 2,4-D application on microbial populations and biochemical processes in cultivated soil // *Biol. Fertil. Soils*. 1992. Vol. 13, N 3. P. 187–191.

Nesbitt H.J., Watson J.R. Degradation of the herbicide 2,4-D in river water. I. Description of study area and survey of rate determining factors; II. The role of suspended sediment, nutrients and water temperature // *Water Resources*. 1980. Vol. 14, N 12. P. 1683–1684.

Newell S.Y. Estimating fungal biomass and productivity in decomposing litter // Ed. G. Carroll, G. Wicklow. *The fungal community: Its organization and role in the ecosystem* / N.Y.: Dekker, 1992. P. 521–561.

Odum E.P. The strategy of ecosystem development // *Science*. 1969. Vol. 164. N 3877. P. 262–270.

Odum E.P. Trends expected in stressed ecosystems // *Bioscience*. 1985. Vol. 35, N 7. P. 419–422.

Ohtonen R. Accumulation of organic matter along a pollution gradient: Application of Odum's theory of ecosystem energies // *Microbial Ecol.* 1994. Vol. 27, N 1. P. 43–55.

Ohtonen R., Aikio S., Vare H. Ecological theories in soil biology // *Soil Biol. and Biochem.* 1997. Vol. 29, N 11/12. P. 1613–1619.

Omay A.B., Rice C.W., Maddux L.D., Gordon W.B. Changes in soil microbial and chemical properties under long-term crop rotation and fertilization / *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 1997. Vol. 61, N 6. P. 1672–1678.

Our common future: World Commission on Environment and Development. Oxford: Oxford Univ. press, 1987.

Paris D.E., Rogers J.E. Kinetic concepts for measuring microbial rate constants: Effects of nutrients on rate constants // *Appl. Environ. Microbiol.* 1986. Vol. 51, N 2. P. 221–225.

Paris D.E., Steen W.C., Baughman G.L., Barnett T.T. Second order model to predict microbial degradation of organic compounds in natural waters // *Ibid.* 1981. Vol. 41, N 3. P. 603–609.

Paris D.E., Steen W.C., Burns L.A. Microbial transformation kinetics of organic compounds // *The handbook of environmental chemistry* / Ed. O. Hutzinger. B. etc.: Springer, 1982. Vol. 2, pt B. P. 73–81.

Parkin T.B. Spatial variability of microbial processes in soil: A review // *J. Environ. Quality*. 1993. Vol. 22, N 3. P. 409–417.

Parkin T.B., Shelton D.R. Spatial and temporal variability of carbofuran degradation in soil // *Ibid.* 1992. Vol. 21. P. 672–678.

Patra D.D., Brookes P.C., Coleman K., Jenkinson D.S. Seasonal changes of soil microbial biomass in an arable and grassland soil which have been under uniform

management for many years // *Soil Biol. and Biochem.* 1990. Vol. 22, N 6. P. 739–742.

Paul E.A., Clark F. Soil microbiology and biochemistry. San Diego (Calif.): Acad. press, 1989.

Pennock D.J., Anderson D.W., de Jong E. Landscape-scale changes in indicators of soil quality due to cultivation in Saskatchewan, Canada // *Geoderma.* 1994. Vol. 64, N 1. P. 1–19.

Pennock D.J., van Kessel C., Farrell R.E., Sutherland R.A. Landscape-scale variations in denitrification // *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 1992. Vol. 56. P. 770–776.

Perucci P., Bonciarelli U., Santilocchi R., Bianchi A.A. Effect of rotation, nitrogen fertilization and management of crop residues on some chemical, microbiological and biochemical properties of soil // *Biol. Fertil. Soils.* 1997. Vol. 24, N 3. P. 311.

Perucci P., Scarponi L. Effects of herbicide imazethapyr on soil microbial biomass and various soil enzyme activities // *Ibid.* 1994. Vol. 17, N 3. P. 237–240.

Pesticide effects on soil microflora / Ed. L. Somerville, M.P. Greaves. L. etc.: Taylor and Francis, 1987. 360 p.

Pfaender F.K., Bartholomew G.W. Measurement of aquatic biodegradation rates by determining heterotrophic uptake of radiolabelled pollutants // *Appl. Environ. Microbiol.* 1982. Vol. 44. P. 159–164.

Pietikainen J., Fritze H. Clear-cutting and prescribed burning in coniferous forest: Comparison of effects on soil fungal and total microbial biomass, respiration activity and nitrification // *Soil Biol. and Biochem.* 1995. Vol. 27, N 1. P. 101–109.

Pignatello J.J. Slowly-reversible sorption of aliphatic halocarbons in soils: Formation of residual fractions; mechanistic aspects // *Environ. Toxicol. Chem.* 1990. Vol. 9. P. 1107–1126.

Powlson D.S. The soil microbial biomass: Before, beyond and back // *Beyond the biomass – compositional and functional analysis of soil microbial communities* / Ed. K. Ritz et al. Chichester: Wiley, 1994. P. 3–20.

Powlson D.S., Jenkinson D.S. A comparison of organic matter, biomass, adenosine triphosphate and mineralizable nitrogen contents of ploughed and direct-drilled soils // *J. Agr. Sci.* 1981. Vol. 97. P. 713–721.

Plimmer J.R. Dissipation of pesticides in the environment // *Fate of pesticides and chemicals in the environment* / Ed. J.L. Schnoor. N.Y. etc.: Wiley, 1992. P. 79–90.

Rapport D.J., Regier H.A., Hutchinson T.C. Ecosystem behaviour under stress // *Amer. Natur.* 1985. Vol. 125. P. 617–640.

Reddy M.V., Shetty H.S., Reddy M.S. Mobility, distribution and persistence of metaxyl residues in pearl millet (*Pennisetum americanum* (L) Lecke) // *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* 1990. Vol. 45. P. 250–257.

Robertson G.P., Klingernsmith K.M., Klug M.J., Paul E.A. Spatial variability of soil properties and microbial activity as related to primary productivity in an agricultural landscape // *Bull. Ecol. Soc. Amer.* 1990. Vol. 71, N 2. P. 125–132.

Rochette P., Desjardins L.R., Patty E. Spatial and temporal variability of soil respiration in agricultural fields // *Canad. J. Soil Sci.* 1991. Vol. 71. P. 181–196.

Roeth F.W. Enhanced herbicide degradation in soil with repeat application // *Rev. Weed Sci.* 1986. Vol. 2. P. 45–65.

Roslysky E.B. Response of soil microbiota to selected herbicide treatments // *Canad. J. Microbiol.* 1977. Vol. 23, N 4. P. 426–433.

Ross D.J. Influence of soil mineral nitrogen content on soil respiratory activity and measurements of microbial carbon and nitrogen by fumigation-incubation procedures // *Austral. J. Soil Res.* 1990. Vol. 28. P. 311–321.

Rouard N., Dictor M.C., Chaussod R., Souglas G. Side-effects of herbicides on the size and activity of soil microflora: DNOC as a test case // *Europ. J. Soil Sci.* 1996. Vol. 47, N 4. P. 557–566.

- Ryan J.A., Bell R.M., Davidson J.M., Connor G.A. Plant uptake of non-ionic organic chemicals from soil // *Chemosphere*. 1988. Vol. 17, N 12. P. 2299–2323.
- Sakamoto K., Oba Y. Relationship between the amount of organic material applied and soil biomass content // *Soil Sci. Plant Nutrit.* 1991. Vol. 37, N 3. P. 387–397.
- Sakamoto K., Oba Y. Effect of fungal to bacterial biomass ratio on the relationship between CO₂ evolution and total soil microbial biomass // *Biol. Fertil Soils*. 1994. Vol. 17, N 1. P. 39–44.
- Salinez-Garcia J.R., Hons F.M., Matocha J.E. Long-term effects of tillage and fertilization on soil organic matter dynamics // *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 1997. Vol. 61, N 1. P. 152–159.
- Salminen J., Haimi J. Effects of pentachlorophenol in forest soil: A microcosm experiment for testing ecosystem responses to anthropogenic stress // *Biol. Fertil. Soils*. 1996. Vol. 23. P. 182–188.
- Santruckova N., Straskraba M. On the relationship between specific respiration activity and microbial biomass in soils // *Soil Biol. and Biochem.* 1991. Vol. 23, N 6. P. 525–532.
- Sarathchandra S.U., Perrott K.W., Litter R.A. Soil microbial biomass: Influence of simulated temperature changes on size, activity and nutrient-content // *Ibid.* 1989. Vol. 21, N 8. P. 987–993.
- Sarig S., Steinberger Y. Microbial biomass response to seasonal fluctuation in soil salinity under the canopy of desert halophytes // *Ibid.* 1994. Vol. 26, N 10. P. 1405–1408.
- SAS Institute Inc. SAS user's guide: Statistics. Cary, (N.C.), 1987. 252 p.
- Saxena A., Bartha R. Binding of 3,4-dichloroaniline by humic acid and soil: Mechanism and exchangeability // *Soil Sci.* 1983a. Vol. 136, N 2. P. 111–116.
- Saxena A., Bartha R. Microbial mineralization of humic acid-3,4-dichloroaniline complexes // *Soil Biol. and Biochem.* 1983b. Vol. 15, N 1. P. 59–62.
- Scheu S., Parkinson D. Changes in bacterial and fungal biomass C, bacterial and fungal biovolume and ergosterol content after drying, re moistening and incubation of different layers of cool temperature forest soils // *Ibid.* 1994. Vol. 26, N 11. P. 1515–1525.
- Schindler D.W. Detecting ecosystem responses to anthropogenic stress // *Canad. J. Aquat. Sci.* 1987. Vol. 44, suppl. 1. P. 6–25.
- Schmidt E., Hellwig M., Knackmuss H.-J. Microbiological transformation kinetics of xenobiotics in the aquatic environment // *Appl. Environ. Microbiol.* 1983. Vol. 46. P. 1038–1044.
- Schmidt S.K., Gier M.J. Dynamics of microbial populations in soil: Indigenous microorganisms degrading 2,4-dinitrophenol // *Microbiol. Ecol.* 1989. Vol. 18, N 3. P. 285–296.
- Schmidt S.K., Simpkins S., Alexander M. Models for the kinetics of biodegradation of organic compounds not supporting growth // *Appl. Environ. Microbiol.* 1985. Vol. 50. P. 323–331.
- Schrimp R.J., Larson R.J., Boethling R.S. Use of biodegradation data in chemical assessment // *Environ. Toxicol. Chem.* 1990. Vol. 9. P. 1369–1377.
- Sharabi N.E., Bartha R. Testing some assumptions about biodegradability in soil as measured by carbon dioxide evolution // *Appl. Environ. Microbiol.* 1993. Vol. 59. P. 1201–1205.
- Sharom M.S., Edgington L.V. The adsorption, mobility and persistence of metalaxyl in soil and aquatic systems // *Canad. J. Plant Pathol.* 1982. Vol. 4. P. 334–340.
- Shukla O.P. Biodegradation for environmental management // *Everyman's Science*. 1990. Vol. 25, N 2. P. 46–50.
- Simkins S., Alexander M. Nonlinear estimation of the parameters of Monod kine-

tics that best describe mineralization of several substrate concentrations by dissimilar bacterial densities // *Appl. Environ. Microbiol.* 1985. Vol. 50. P. 816–824.

Smith J.L., Halvorson J.J., Bolton H. Spatial relationships of soil microbial biomass and C and N mineralization in a semi-arid shrub-steppe ecosystem // *Soil Biol. and Biochem.* 1994. Vol. 26, N 9. P. 1151–1159.

Souglas G. Mathematical model for microbial degradation of pesticides in the soil // *Ibid.* 1982. Vol. 14, N 2. P. 107–115.

Souglas G., Chaussod R., Verguet A. Chloroform fumigation technique as a mean of determining the size of specialized soil microbial populations: Application to pesticide-degrading microorganisms // *Ibid.* 1984. Vol. 16, N 5. P. 497–501.

Spain J.C., Pritchard P.H., Bourquin A.W. Effects of adaptation on biodegradation rate in sediment/water cores from estuarine and freshwater environment // *Appl. Environ. Microbiol.* 1980. Vol. 40. P. 726–734.

Spain J.C., Van Veld P.A. Adaptation of natural microbial communities to degradation of xenobiotic compounds: Effects of concentration, exposure, inoculum and chemical structure // *Ibid.* 1983. Vol. 45, N 2. P. 428–435.

Sparling G.P. Microcalorimetry and other methods to assess biomass and activity in soil // *Soil Biol. and Biochem.* 1981. Vol. 13. P. 93–98.

Sparling G.P., Hart P.B., August J.A., Leslie D.M. A comparison of soil and microbial carbon, nitrogen, and phosphorus contents, and macro-aggregate stability of a soil under native forest and after clearance for pastures and plantation forest // *Biol. Fertil. Soils.* 1994. Vol. 17, N 2. P. 91–100.

Sparling G.P., Williams B.L. Microbial biomass in organic soils: Estimation of biomass C, and effect of glucose or cellulose amendments on the amounts of N and P release by fumigation // *Soil. Biol. and Biochem.* 1986. Vol. 18. P. 507–513.

Spencer W.F., Farmer W.J., Cliath M.M. Pesticide volatilization // *Residue Rev.* 1973. Vol. 49, N 1. P. 1–47.

Srivastava S.C., Lal J.P. Effects of crop growth and soil treatments on microbial C, N and P in dry tropical arable land // *Biol. Fertil. Soils.* 1994. Vol. 17, N 2. P. 108–114.

Stahl P.D., Parkin T.B. Relationship of soil ergosterol concentration and fungal biomass // *Soil Biol. and Biochem.* 1996. Vol. 28. P. 847–855.

Staub T., Dahmen H., Schwinn F.Y. Biological characterization of uptake and translocation of fungicide acylalanines in grape and tomato plants // *Plant Disease and Protection.* 1978. Vol. 85. P. 162–168.

Steen W.C., Collette T.W. Microbial degradation of seven amides by suspended bacterial populations // *Appl. Environ. Microbiol.* 1989. Vol. 55, N 10. P. 2545–2549.

Stratton G.W., Stewart K.E. Glyphosate effects on microbial biomass in a coniferous forest soil // *Environ. Toxicol. Water. Quality.* 1992. Vol. 7. P. 223–236.

Stress effects on natural ecosystems / Ed. G.W. Barrett, R. Rosenberg. Chichester etc.: Wiley, 1981. 305 p.

Suett D.L., Fournier J.C., Papadopoulou-Mourkidou E. et al. Accelerated degradation: the European dimension // *Soil Biol. and Biochem.* 1996. Vol. 28, N 12. P. 1741–1748.

Swindoll C.M., Aelion C.M., Pfaender F.K. Influence of inorganic and organic nutrients on aerobic biodegradation and on the adaptation response of subsurface microbial communities // *Appl. Environ. Microbiol.* 1988. Vol. 54. P. 212–217.

Tilman D. Biodiversity: population versus ecosystem stability // *Ecology.* 1996. Vol. 77. P. 350–363.

Torstensson L. Role of microorganisms in decomposition // *Interactions between herbicides and the soil / Ed. R.J. Hance. L.: Acad. press, 1980. P. 159–178.*

Torstensson L., Stark K., Goransson B. The effect of repeated applications of 2,4-D and MCPA on their breakdown in soil // *Weed Res.* 1975. Vol. 15. P. 159–164.

- Torstensson L., Stenstrom J.* "Basic" respiration rate as a tool for prediction of pesticide persistence in soil // Toxicity Assessment: Intern. Quartl 1986. Vol. 1, N 1. P. 57-72.
- Trasar-Cepeda C., Leiros C., Gil-Sotres F., Seoane S.* Towards a biochemical quality index for soils: An expression relating several biological and biochemical properties // Biol. Fertil. Soils. 1998. Vol. 26, N 2. P. 100-106.
- Tu C.M.* A screening technique for assessing effects on population and activities of non-target soil microorganisms // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 1978a. Vol. 20, N 2. P. 212-218.
- Tu C.M.* Effects of insecticides on populations of microflora, nitrification and respiration in soil // Commun. Soil Sci. Plant Anal. 1978b. Vol. 9, N 7. P. 629-636.
- Van der Meer J.R., De Vos W.M., Harayama S., Lehnder A.J.B.* Molecular mechanisms of genetic adaptation to xenobiotics compounds // Microbiol. Rev. 1992. Vol. 56. P. 677-704.
- Vanhala P.T., Ahtiainen J.H.* Soil respiration, ATP content, and photobacterium toxicity test as indicators of metal pollution in soil // Environ. Toxicol. Water Quality. 1994. Vol. 9, N 2. P. 115-121.
- Velvis H.* Evaluation of the selective respiratory inhibition method for measuring the ratio of fungal: bacterial activity in acid agricultural soils // Biol. Fertil. Soils. 1997. Vol. 25, N 4. P. 354-360.
- Visser S., Addison J.A., Holmes S.B.* Effects of DiPel[®] 176, a *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki* (B.t.k.) formulation, on soil microflora and the fate of B.t.k. in an acid forest soil: A laboratory study // Canad. J. Fores Res. 1994. Vol. 24, N 3. P. 462-471.
- Voos G., Groffman P.M.* Relationships between microbial biomass and dissipation of 2,4-D and dicamba in soil // Biol. Fertil. Soils. 1997. V. 24, N 2. P. 106-110.
- Wainwright M.* A review of the effects of pesticides on microbial activity in soils // J. Soil Sci. 1978. Vol. 29, N 3. P. 287-298.
- Walker A., Cotterill E.G., Welch S.J.* Adsorption and degradation of chlorsulfuron and metsulfuron-methyl in soils from different depths // Weed Res. 1989. Vol. 29, N 4. P. 281-287.
- Walker A., Moon Y.-H., Welch S.J.* Influence of temperature, soil moisture and soil characteristics on the persistence of alachlor // Pesticides Sci. 1992. Vol. 35, N 2. P. 109-116.
- Walker A., Welch S.* Further studies of the enhanced biodegradation of some applied herbicides // Weed Res. 1992. Vol. 32, N 1. P. 19-27.
- Walley F.L., Van Kessel C., Pennock D.J.* Landscape-scale variability of N mineralization in forest soils // Soil Biol. and Biochem. 1996. Vol. 28, N 3. P. 383-391.
- Wandler M.M., Hedrick D.S., Kaufman D.* et al. The functional significance of the microbial biomass in organic and conventionally managed soils // Plant and Soil. 1995. Vol. 170, N 1. P. 87-97.
- Wang F.L., Bettany J.R.* Influence of freeze-thaw and flooding on the loss of soluble organic carbon dioxide from soil // J. Environ. Quality. 1993. Vol. 22. P. 709-714.
- Wardle D.A.* A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil // Biol. Rev. 1992. Vol. 67, N 3. P. 321-358.
- Wardle D.A.* Changes in the microbial biomass and metabolic quotient during leaf litter succession in some New Zealand forest and shrubland ecosystems // Funct. Ecol. 1993. Vol. 7, N 3. P. 346-355.
- Wardle D.A., Ghani A.* A critique of the microbial metabolic quotient (qCO₂) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development // Soil Biol. and Biochem. 1995. Vol. 27, N 12. P. 1601-1610.
- Wardle D.A., Giller K.E.* The quest for a contemporary ecological dimension to soil biology // Soil Biol. and Biochem. 1996. Vol. 28, N 12. P. 1549-1554.

Wardle D.A., Parkinson D. Effects of three herbicides on soil microbial biomass and activity // *Plant and Soil*. 1990a. Vol. 122, N 1. P. 21–28.

Wardle D.A., Parkinson D. Comparison of physiological techniques for estimating the response of the soil microbial biomass to soil moisture // *Soil Biol. and Biochem.* 1990b. Vol. 22, N 6. P. 825–834.

Wardle D.A., Parkinson D. Interactions between microclimatic variables and the soil microbial biomass // *Biol. Fert. Soils*. 1990c. Vol. 9, N 3. P. 273–280.

Wardle D.A., Parkinson D. Relative importance of the effect of 2,4-D, glyphosate, and environmental variables on the soil microbial biomass // *Plant and Soil*. 1991. Vol. 34. P. 209–219.

Wardle D.A., Yeates G.W., Watson R.N., Nicholson K.S. Response of soil microbial biomass and plant litter decomposition to weed management strategies in maize and asparagus cropping systems // *Soil Biol. and Biochem.* 1993. Vol. 25, N 7. P. 857–868.

West A.W., Sparling G.P. Modifications of the substrate-induced respiration method to permit measurement of microbial biomass in soils of differing water contents // *J. Microbiol. Meth.*, 1986. Vol. 5. P. 177–189.

West A.W., Sparling G.P., Spier T.W. Comparison of microbial C, N-flush and ATP and certain enzyme activities of different textured soil subject to gradual drying // *Austral. J. Soil Res.* 1988. Vol. 26. P. 217–219.

West A.W., Sparling G.P., Speir T.W. Microbial activity in gradually dried or rewetted soils as governed by water and substrate availability // *Ibid.* 1989. Vol. 27, N 4. P. 747–757.

Wiggins B.A., Alexander M. Role of chemical concentration and second carbon sources in acclimation of microbial communities for biodegradation // *Appl. Environ. Microbiol.* 1988. Vol. 54, N 11. P. 2803–2807.

Wiggins B.A., Jones S.H., Alexander M. Explanations for the acclimation period preceding the mineralization of organic chemicals in aquatic environments // *Ibid.* 1987. Vol. 53, N 4. P. 791–796.

Williams W.M., Holden P.W., Parsons D.W., Lorder M.N. Pesticides in ground water in the United States: Data base. Wash. (D.C.), 1988. (Special Rep. / US EPA).

Winter G.P., Zhang Z., Tenuta M., Voroney R.P. Measurement of microbial biomass by fumigation-extraction in soil stored frozen // *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 1994. Vol. 58. P. 1645–1651.

Winter K., Beese F. The spatial distribution of soil microbial biomass in a permanent row crop // *Biol. Fert. Soils*. 1995. Vol. 19, N 4. P. 322–326.

Wolters V. Biological processes in two beech forest soils treated with simulated acid rain – a laboratory experiment with *Isotoma tigrina* (insecta, collembola) // *Soil Biol. and Biochem.* 1991. Vol. 23, N 4. P. 381–390.

Wolters V., Joergensen R.G. Microbial carbon turnover in beech forest soils at different stages of acidification // *Ibid.* 1991. Vol. 23, N 9. P. 897–902.

You I.S., Bartha R. Metabolism of 3,4-dichloroaniline by *Pseudomonas putida* // *J. Agr. Food Chem.* 1982a. Vol. 30, N 2. P. 274–277.

You I.S., Bartha R. Stimulation of 3,4-DCA mineralization by aniline // *Appl. Environ. Microbiol.* 1982b. Vol. 44, N 3. P. 678–681.

Zelles L., Adrian P., Bai Q.Y. Microbial activity measured in soils stored under different temperature and humidity conditions // *Soil Biol. and Biochem.* 1991. Vol. 23, N 10. P. 955–962.

Zelles L., Bai Q.Y., Ma R.X. et al. Microbial biomass, metabolic activity and nutritional status determined from fatty acid patterns and polyhydroxybutyrate in agriculturally-managed soils // *Ibid.* 1994. Vol. 26. P. 439–446.

Zelles L., Scheunert I., Korte F. Side-effects of some pesticides on non-targeted soil microorganisms // *J. Environ. Sci. Health.* 1985. Vol. 20, N 5. P. 457–488.

СОДЕРЖАНИЕ

Введение	3
Глава I. Объекты и методы исследования	10
I.1. Объекты исследования	10
I.2. Обработка	12
I.3. Методы исследования	13
Глава II. Самоочищение почвы от пестицидов	20
II.1. Поступление пестицидов в почву	20
II.2. Самоочищение почвы: понятие и оценка	22
II.2.1. Показатели самоочищения почвы от пестицидов	24
II.2.2. Самоочищение почв от фунгицида металаксила	26
II.2.3. Самоочищение почв от 3,4-дихлоранилина	33
Глава III. Биогенность как фактор очищения природной среды	39
III.1. Самоочищение природной воды и ее биогенность	40
III.2. Самоочищение почв от пестицидов и численность различных групп микроорганизмов	48
III.3. Влияние экофакторов на самоочищение природной среды	51
III.4. Адаптация микроорганизмов к пестициду как фактор ускорения самоочищения природной среды	54
Глава IV. Влияние пестицидов на почвенные микроорганизмы	58
IV.1. Влияние пестицидов на общую численность сапротрофных микроорганизмов в почве	60
IV.2. Влияние пестицидов на микробную биомассу почв	68
IV.3. Влияние пестицидов на длину мицелия микроскопических грибов в почве	76
Глава V. Прогнозирование самоочищения почв от пестицидов	82
V.1. Подход к прогнозированию самоочищения природной среды от пестицидов	84
V.2. Связь между скоростью разложения пестицида и биогенностью почвы	87
Глава VI. Пространственные аспекты самоочищения почв от пестицидов	96
VI.1. Выбор территории, картографируемого объекта, шага опробования, времени и частоты отбора почвенных проб	97
VI.2. Визуализация пространственных показателей самоочищения почв территории	102

Глава VII. Длительные антропогенные воздействия и микробное сообщество почвы	106
VII.1. Временное варьирование показателей микробного сообщества почвы при сельскохозяйственных воздействиях	107
VII.2. Антропогенное (сельскохозяйственное) воздействие как фактор формирования микробного сообщества почвы	114
VII.3. Пространственное варьирование респирометрических показателей микробного сообщества почвы и факторы, ее определяющие (локальный мониторинг)	121
Глава VIII. Устойчивость почв	128
VIII.1. Устойчивость природной экосистемы: развитие понятия	128
VIII.2. Характеристика состояния микробного сообщества почвы по величине микробного метаболического коэффициента	135
VIII.3. Устойчивость микробного сообщества в процессе разложения поллютантов в почве	138
VIII.4. Устойчивость микробного сообщества при длительном агроиспользовании почв	149
VIII.5. Временное и пространственное варьирование микробного метаболического коэффициента: устойчивость микробных сообществ почв разных экосистем	153
Глава IX. Сравнение устойчивости почвы при природных и антропогенных воздействиях	165
IX.1. Природные стрессы и устойчивость микробного сообщества почвы	166
IX.2. Оценка степени и продолжительности нарушения в почве	168
IX.3. Сравнение природных и антропогенных воздействий на почву: использование микробного метаболического коэффициента	178
Заключение	180
Приложения	185
1. Характеристика почв Серпуховского района	186
2. Химические и микробиологические показатели почв Серпуховского района	188
3. Характеристика почв Могилевской области (Белоруссия)	190
4. Изменение микробной биомассы почв под действием различных пестицидов	193
Литература	198

Научное издание

Анапьева Надежда Дмитриевна

**МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИЕ
АСПЕКТЫ САМООЧИЩЕНИЯ
И УСТОЙЧИВОСТИ ПОЧВ**

*Утверждено к печати
Ученым советом
Института физико-химических
и биологических проблем почвоведения
Российской академии наук*

Зав. редакцией *Н.А. Степанова*

Редактор *М.М. Гусева*

Художник *Ю.И. Духовская*

Художественный редактор *В.Ю. Яковлев*

Технический редактор *В.В. Лебедева*

Корректоры *Э.Д. Алексеева, А.В. Морозова*

Подписано к печати 29.04.2003

Формат 60×90¹/₁₆. Гарнитура Таймс

Печать офсетная

Усл.печ.л. 14,0. Усл.кр.-отг. 14,5. Уч.-изд.л. 15,0

Тип. зак. 4274

Издательство "Наука"

117997 ГСП-7, Москва В-485, Профсоюзная ул., 90

E-mail: secret@naukaran.ru

Internet: www.naukaran.ru

Санкт-Петербургская типография "Наука"

199034, Санкт-Петербург В-34, 9-я линия, 12



Надежда Дмитриевна Ананьева – доктор биологических наук, заведующая лабораторией почвенной микробиологии Института физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН. Автор более 120 научных публикаций в российских и зарубежных изданиях, посвященных изучению функционирования почвенных микробных сообществ, роли микроорганизмов в самоочищении почв от ксенобиотических веществ, разработке концепции биологической устойчивости почвы к антропогенным воздействиям. Стипендиат Международного Научного Фонда, Фонда Фулбрайт и Национального исследовательского комитета США.

ISBN 5-02-006451-3



9 785020 064515

«НАУКА»