



МИНИСТЕРСТВО СЕЛЬСКОГО ХОЗЯЙСТВА РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ
ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ ОБРАЗОВАТЕЛЬНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ
«РОССИЙСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ АГРАРНЫЙ УНИВЕРСИТЕТ

—
МСХА имени К.А. ТИМИРЯЗЕВА»
(ФГБОУ ВО РГАУ - МСХА имени К.А. Тимирязева)

Факультет почвоведения, агрохимии и экологии

Кафедра экологии

Курсовая работа

по дисциплине "Сельскохозяйственная экология"

**на тему: «Микробиологическая индикация антропогенных
нарушений в экосистемах»**

Оглавление

Введение	3
Глава 1. Характеристика метода микробиологической индикации	4
Глава 2. Виды антропогенного загрязнения экосистем	7
Глава 3. Влияние тяжелых металлов на почвенные микроорганизмы	8
Глава 4. Влияние пестицидов на почвенные микроорганизмы	14
Глава 5. Влияние минеральных удобрений на почвенные микроорганизмы.....	23
Глава 6. Изменение почвенной микробиоты под действием нефти и нефтепродуктов	27
Выводы	32
Библиографический список	33

Введение

Многофункциональный комплекс экологического мониторинга представляет систему регулярных длительных наблюдений в пространстве и во времени, дающую информацию о состоянии окружающей среды с целью оценки прошлого и настоящего, а также прогноза в будущем параметров окружающей среды, имеющих значение для человека.

Одним из методов ведения мониторинга является биологический метод, который основывается на использовании биоиндикаторов. Биологические индикаторы (они же биоиндикаторы) – виды, группы видов или сообщества живых организмов, по наличию, степени развития, изменению морфологических, генетических, биохимических и других признаков которых судят о состоянии, специфических особенностях и свойствах окружающей природной среды и ее компонентов, об антропогенных изменениях среды.

Среди множества видов биоиндикации особый интерес представляет микробиологическая индикация, так как этот метод наиболее чувствителен ввиду особенностей микробиоты, а также ее повсеместному распространению, что делает этот метод почти универсальным. Также, микроорганизмы способны очищать экосистемы от загрязнителей.

В соответствии с выше сказанным, мною определены цель и задачи данной курсовой работы.

Цель: по литературным данным изучить метод микробиологической индикации при различных видах антропогенного загрязнения экосистем.

- Задачи:
1. Дать общую характеристику метода;
 2. Выявить основные типы антропогенного загрязнения окружающей среды;
 3. Оценить по литературным данным влияние основных антропогенных загрязнителей на микроорганизмы.

Глава 1. Характеристика метода микробиологической индикации

Основателем микробиологической диагностики в России является С.П. Костычев, проводивший соответствующие исследования в 20-х годах прошлого столетия. Большой вклад в последующее развитие и становление этого направления внес академик Е.Н. Мишустин. Изучая распространение спорообразующих бактерий, в частности *Bacillus mycooides* (*Bacillus cereus* по современной классификации), он обнаружил изменения морфологических и биохимических признаков этого вида в зависимости от экологических условий. Так, под влиянием различных факторов окружающей среды меняются характер спирализации клеточных колоний, активность каталитических процессов и др. Обстоятельными исследованиями Е.Н. Мишустина и его школы было показано, что несмотря на широкий ареал спорообразующих бактерий, существуют зоны их оптимального развития. Среди микроорганизмов выявлены виды, характеризующие как определенное состояние компонентов окружающей среды, в частности почв, так и изменения в функционировании микробоценозов в различных экологических условиях.

Например, индикатором глубины минерализационных процессов является соотношение северных и южных бацилл. В экосистемах, где слабо протекают процессы трансформации органического вещества, доминантами выступают северные виды: *B. cereus*, *B. virgulus*, *B. agglomeratus*.

О глубокой минерализации органического вещества свидетельствует преобладание южных видов, таких, как *B. mesentericus*, *B. subtilis*.

Индикатором засоленных почв служит *B. gasifacans* и подвид *B. mesentericus* – *B. mesentericus* subsp. *niger*, хорошей обеспеченности почв азотом - *B. megaterium*.

В последние годы значительное внимание уделяют индикации состояния экосистем, подвергающихся антропогенному загрязнению. При

этом изучают такие показатели, как биохимическое, физиологическое и морфологическое изменения микробиоты; динамика численности микроорганизмов; видовой состав; интенсивность функционирования; мутагенные эффекты и т.д.

Изменения морфологических и биохимических признаков внутри вида достаточно адекватно отражают нарушения в состоянии окружающей природной среды.

Стоит отметить, что существует ряд требований, предъявляемых ко всем биоиндикаторам, а не только к микроорганизмам. Этими требованиями являются:

1. Широкий ареал. Эндемичные виды и даже виды с узким ареалом не обеспечивают охвата всего многообразия физико-географических и иных условий достаточно крупных регионов (однако такие виды могут быть использованы при определении регионального фона загрязняющих компонентов и сдвигов в специфических для региона экосистемах).

2. Эвритопность. Виды, приуроченные к определенным стадиям сукцессии, не подходят для биоиндикационных исследований. Однако при работе с высокоэвритопными видами следует учитывать стадии сукцессии, на которых проводятся наблюдения. В противном случае в трактовку результатов могут вкрасться ошибки.

3. Оседлость. Популяция будет адекватно отражать степень антропогенного воздействия (в том числе уровень загрязнения), если она постоянно находится в данном регионе и на всех стадиях жизненного цикла контактирует с загрязняющими компонентами. Максимально допустимая миграция вида должна ограничиваться рамками одного ботанико-географического района.

4. Антисинантропность. Виды-индикаторы должны принадлежать к естественным сообществам и не быть связанными с человеком. Синантропные виды, питающиеся около населенных пунктов, не могут характеризовать

загрязненность обследуемого региона и, кроме того, не отражают степень адаптации естественных сообществ к загрязнению.

5. Индикационная пластичность вида. Наиболее удобен для биоиндикации загрязнений вид, совмещающий чувствительность (проявляющуюся в регистрируемых изменениях состава тканей, метаболизма или поведения в ответ на экспозицию небольшими количествами экотоксиканта) и толерантность, т.е. способность функционировать при поступлении больших доз загрязняющих компонентов. При прочих равных условиях предпочтение следует отдавать организмам с коротким жизненным циклом, накопление экотоксикантов у которых отражает их содержание в окружающей среде в данный момент.

6. Достаточная масса пробы. Для получения представительных и пригодных для сопоставления с установленными в иных регионах (или в другое время) результатов приходится отбирать довольно большие пробы. Так, выбор индикаторов ограничивается теми видами, численность и биомасса которых в пределах обследуемого района достаточно высока. Существенным является отсутствие сильных колебаний численности особей выбранного вида, что позволяет проводить исследования на протяжении ряда лет.

7. Простота добычи и учета. Это требование может оказаться особенно важным при организации широких, охватывающих многие районы обследований. Учет таких показателей, как численность, биомасса, половозрастная структура популяции и т.д., необходим для биоиндикации состояния экосистем. Но он же бывает весьма полезен при индикации уровня загрязненности, часто коррелирующего с перечисленными показателями. Поэтому для развития биоиндикационных методов и их унификации большое значение имеет создание стандартных методик учета.

8. Изученность видов и внутривидовых таксонов. Легкость определения упрощает процедуру отбора и предотвращает появление неопределенностей, связанных с межвидовыми различиями метаболизма. Это требование

относится не только к морфологии, таксономии и экологии видов, но также и к их способности накапливать экотоксиканты.

Изложенные требования часто оказываются противоречивыми и трудно сочетаемыми в каком-либо одном индикаторном виде.

Глава 2. Виды антропогенного загрязнения экосистем

По определению ВОЗ, загрязнение среды обитания человека имеет место, когда одно или несколько загрязняющих веществ или их смеси содержатся в среде в таком количестве и так длительно, что создают опасность для человека, животных, растений или имущества, способствуют нанесению ущерба или отрицательно влияют на самочувствие человека, состояние его имущества и равновесие окружающей среды. Загрязнение окружающей среды обусловлено множеством источников и связанных с ними факторов. В общем случае выделяют естественное и антропогенное (техногенное) загрязнение. ^[5]

Антропогенное загрязнение может быть первичным и вторичным: первичное обусловлено ухудшением качества природной среды вследствие поступления загрязнений, непосредственно из антропогенных источников; вторичное - нарушением экологического равновесия вследствие первичного загрязнения (пример - эвтрофирующее загрязнение, вызываемое избыточным количеством продуктов жизнедеятельности и остатками организмов в окружающей среде). ^[5]

Поступление вредных веществ в окружающую среду из источника загрязнения - эмиссия загрязнений; накопление вредных веществ после их поступления из источника эмиссии - иммиссия. Вследствие протекания естественных процессов перемешивания и самоочищения иммиссионные концентрации загрязняющих веществ выше вблизи источника эмиссии. ^[5]

Загрязнения, наносящие вред окружающей среде, разделяют на загрязнения, обусловленные попаданием различных веществ в окружающую среду (механические загрязнения в результате сброса твердых инертных веществ, загрязнения атмосферы, воды и почвы химическими веществами,

радиоактивные и биологические загрязнения), и загрязнения, связанные с действием физических факторов (шумовое загрязнение, вибрация, тепловое загрязнение, электромагнитное загрязнение). Наиболее опасны химическое и радиоактивное загрязнение.^[5]

В данной курсовой работе будет рассмотрено действие следующих химических загрязнителей на микробоценозы:

- Тяжелых металлов;
- Пестицидов;
- Минеральных удобрений;
- Нефти и нефтепродуктов.

Глава 3. Влияние тяжелых металлов на почвенные микроорганизмы

Из большого числа разнообразных химических веществ, поступающих в окружающую среду из антропогенных источников, особое место занимают тяжелые металлы. Попадая в почву, они оказывают влияние на структуру (видовой состав, численность) и функциональное состояние микробоценоза.^[6]

При наличии в почве высоких доз свинца (более 8000 мг/кг) изменяется морфологическое строение *V. mycooides*. Скрученные, извилистые гифообразные выросты распрямляются и становятся вытянутыми, как схематично представлено на рисунке 1.^[1]

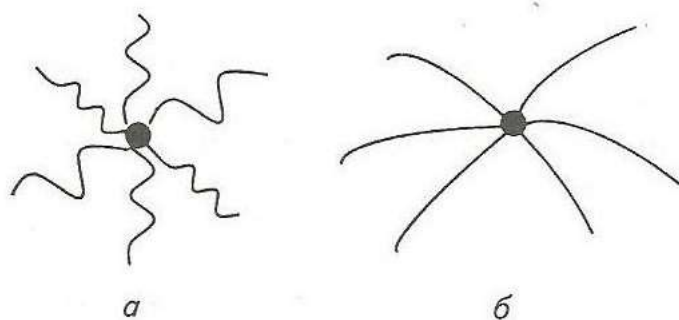


Рис.1. Изменение морфологического строения *Vas. mycooides* под воздействием высоких доз свинца: а – нормальный вид; б – измененный вид

(почва загрязнена свинцом) (по В.А. Черникову, И.Г. Грингофу, В.Т. Емцеву, 2004)

В этих же условиях изменяется энергия прорастания микроскопических грибов. Она снижается примерно в пять раз. Вместо 2-3 дней, по истечении которых грибы прорастают в нормальных условиях, продолжительность покоя увеличивается до 10-15 дней. [1]

Показателем снижения устойчивости экосистем под влиянием свинцового загрязнения является также изменение микробного ценоза, в которой возрастает содержание микроскопических грибов (рисунок 2). При этом иным становится характер метаболических процессов и грибы начинают продуцировать вещества, угнетающе действующие на растения. Сказанное подтверждается результатами опытов с растениями гороха (таблица 1). Согласно данным из таблицы экссудаты грибов, выделенных из почвы с низким уровнем свинцового загрязнения, почти не влияли на интенсивность прорастания гороха. Она оказалась практически такой же, как в водной среде. Прорастание же семян в культуральной жидкости грибов, выращенных в условиях максимально высокой дозы токсиканта (80000 мг/кг), характеризуется наименьшей длиной корней проростков ($3,5 \pm 0,5$ мм), что в 7 раз меньше, чем в контроле ($24 \pm 2,0$ мм). [1]

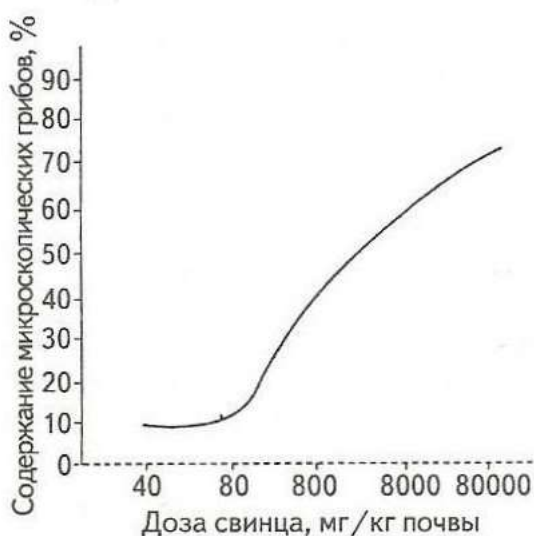


Рис.2. Характер изменения грибов родов *Fusarium* и *Alternaria* в дерново-подзолистой почве под влиянием свинцового загрязнения (по В.А. Черникову, И.Г. Грингофу, В.Т. Емцеву, 2004)

Таблица 1

Фитотоксичность микроскопических грибов рода *Alternaria* в условиях различного свинцового загрязнения (по В.А. Черникову, И.Г. Грингофу, В.Т. Емцеву, 2004)

Доза свинца в опыте, мг/кг	Вариант	Средняя длина корня проростков гороха, мм	Изменение длины корня		Токсичность субстрата, %
			В % к контролю	В число раз	
Контроль	Вода	24 ± 2,0	100	-	-
	Гриб	25 ± 1,0	104	-	-
80	»	24 ± 0,8	96	0,04	4
800	»	18,5 ± 1,0	78	1,4	22
8000	»	8,5 ± 1,0	34	3,0	66
80000	»	3,5 ± 0,5	14	7,0	86
НСР		1,5			

О повышении фитотоксичности грибов при возрастании почвенного загрязнения свидетельствуют результаты определения энергии прорастания гороха. В культуральной жидкости грибов, выращенных при высоких дозах свинца, энергия прорастания семян была существенно ниже, чем в контроле. И в контроле, и в варианте с невысоким загрязнением (80 мг/кг) более половины семян (65 и 56% соответственно) прорастало уже через 30 часов. При загрязнении до 800 мг/кг у микроорганизмов существенно нарушался ход метаболических процессов, а продукты жизнедеятельности становились токсичными для растений. Так, у семян гороха, погруженных в экссудаты гриба, замедлялись ростовые процессы, резко снижалась энергия прорастания.

Эти изменения можно было наблюдать уже через 18 часов после начала опыта. [1]

Таким образом, структура микробного ценоза и продукты метаболизма микроскопических грибов можно не без успеха использовать для индикации загрязнения почв тяжелыми металлами. Доза же свинца, составляющая > 80 мг/кг почвы, является пороговой. При ее превышении наблюдается снижение самоочищающей способности дерново-подзолистой почвы и она становится токсичной для растений.

Индикация загрязнения почв тяжелыми металлами возможна и по другим микробиологическим показателям. Увеличение дозы свинцового загрязнения приводит к массовому развитию стерильных актиномицетов, появляются черноокрашенные формы группы *Niger*, происходит снижение фитомассы. Об этом свидетельствуют, например, данные, представленные на рисунке 3, воспроизводящие результаты лабораторных опытов. [1]

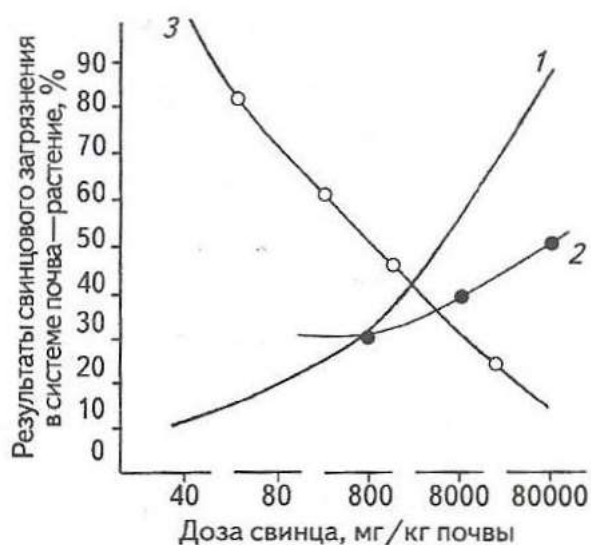


Рис.3. Индикация свинцового загрязнения в системе почва-растение:

- 1 - Содержание стерильных актиномицетов; 2 – содержание фитотоксичных грибов рода *Fusarium*; 3 – длина корней проростков (по В.А. Черникову, И.Г. Грингофу, В.Т. Емцеву, 2004)

В целом же систему микробиологических показателей-тестов в общем виде можно представить в виде схемы (рисунок 4).



Рис.4. Система микробиологических показателей для индикации антропогенных воздействий на почву (по В.А. Черникову, И.Г. Грингофу, В.Т. Емцеву, 2004)

В условиях загрязнения почв надежным индикатором их состояния является организация (структура) амилолитического микробного сообщества, определяемая методом иницированного микробного сообщества.^[1] Данный метод позволяет выделить четыре зоны (уровни) устойчивости (по мере снижения) экосистемы. Каждая зона характеризуется определенным структурным разнообразием, которое и обуславливает степень его воздействия на экосистему. Рассмотрим подробнее эти четыре зоны.^[6]

1. Первая зона устойчивости (адаптивная зона), характеризующая самый низкий уровень нагрузки, является зоной гомеостаза. Это зона, в которой изменяется только общая биомасса микроорганизмов, тогда как состав и организация сообщества остаются неизменными. По величине зоны гомеостаза можно расположить почвы в определенный ряд. Максимальной устойчивостью отличаются черноземы, тогда как минимальной – подзолистые почвы.^[6]

2. Вторая зона устойчивости, характеризующая средний уровень нагрузки, - зона стресса микробного ценоза почвы. Концентрация агента в этой зоне вызывает перераспределение популяций микроорганизмов по степени

доминирования. При значительных изменениях организации микробоценоза его состав остается неизменным. В этой зоне происходит преимущественное развитие токсинообразующих микроорганизмов. Они ингибируют прорастание семян растений, развитие проростков. В то же время биомасса этих организмов не потребляется почвенными беспозвоночными животными, клещами и нематодами. Между степенью микробной токсичности и продуктивностью возделываемых культур существует тесная связь. Явление токсикоза следует считать отрицательным и расценивать как загрязняющее действие тяжелых металлов на почву. [6]

3. Третья зона устойчивости микробоценоза характеризует высокий уровень нагрузки и проявляется при высоких дозах тяжелых металлов – зона резистентности. В этой зоне видовое разнообразие резко сокращается и преимущественное развитие получают устойчивые популяции микроорганизмов. Тяжелые металлы в этой зоне оказывают прямое токсическое действие на почвенные микроорганизмы, вызывая гибель большинства из них. [6]

4. Четвертая зона устойчивости, характеризующая самый высокий уровень нагрузки, приводящий к полному элиминированию роста и развития микроорганизмов в почве, - зона репрессии. Полное подавление активности почвенных микроорганизмов является диагностическим признаком сильного (катастрофического) загрязнения ее тяжелыми металлами. [6]

Таким образом, величину зоны гомеостаза следует рассматривать как объективный критерий, по которому следует оценивать действие тяжелых металлов на микробоценозы различных почв и определять потенциальную устойчивость микроорганизмов к загрязнению. [6]

Для целей индикации несомненный интерес представляют показатели наличия в почве различных биологически активных веществ, в том числе микотоксинов – продуктов жизнедеятельности микроорганизмов.

Среди методов, используемых для диагностики, наибольшее признание получил аппликационный метод количественного определения свободных

аминокислот, предложенный академиком Е.Н. Мишустинным с сотрудниками. Этот метод особенно удобен при полевых работах. Он достаточно точен, учитывает изменения почвенных условий (влажность, смена растительного покрова, степень разложения органического вещества и др.), позволяет проводить большое число повторных анализов. [1]

Отмечая в целом важное значение микробиологической индикации состояния окружающей среды и ее компонентов, в частности почвы, с целью достаточно раннего обнаружения антропогенных нарушений в этой сложнейшей системе, следует иметь в виду пока еще недостаточную изученность проблемы и, как следствие, определенную ограниченность в использовании индикационных возможностей микроорганизмов. Здесь, безусловно, сказываются сложность и трудоемкость микробиологических методов, динамичность микробиологических показателей, слабо разработанные систематика микробов, идентификация видов и т.д. [1]

Повышение индикаторной ценности микробиологических показателей связано с определением общего состава видов и выделением среди них доминантов, имеющих экологическое значение в условиях конкретного местообитания, с учетом особенностей функционирования микробоценозов при антропогенном загрязнении.

Глава 4. Влияние пестицидов на почвенные микроорганизмы

Химические средства защиты урожая — пестициды — используются в сельском хозяйстве очень широко. В них входят гербициды, применяемые для борьбы с сорняками, фунгициды, защищающие растения от фитопатогенных грибов, инсектициды — средства защиты от вредных насекомых, нематициды — препараты против нематод и пр. [3]

Почва является естественным резервуаром для синтезированных человеком химикатов, имеющих широкое применение в сельском хозяйстве и промышленности. Только 1% вносимых пестицидов достигает своей “цели”.

Проблема влияния пестицидов на почвенные микроорганизмы как нецелевые объекты их применения давно привлекла внимание исследователей (Roslisky, 1977; Helmeczi, 1977; Johnen, Drew, 1977; Anderson, 1978; Wainwright, 1978; Cullimore, Bail, 1978; Aselage, 1979; Kauri, 1980; 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. Эти во многом хорошо разработанные направления исследования являются основополагающими при интерпретации самоочищения различных почв от пестицидов. Однако, как было отмечено более 30 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. Задача биологических, в том числе и микробиологических, методов заключается не столько в точном определении концентрации пестицида в почве, сколько в сигнализации о появлении его в почве в количестве, нежелательном для экосистемы. Оценка этой “нежелательности” пестицидов для экосистемы в целом до сих пор остается искусственной. [2]

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. 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. [2]

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 микробоценоз, а также насколько оно экологически значимо. В связи с этим Н.Д. Ананьева оценивала изменение численности сапротрофных микроорганизмов, длины грибного мицелия и микробной биомассы под действием различных пестицидов для: 1) определения изменений этого показателя в отдельные сроки после внесения пестицида, а также за весь период его "жизни" в почве и 2) сопоставления этих изменений с природными флуктуациями. В связи с этим, в этой главе мы будем ориентироваться на данные, полученные Н.Д. Ананьевой в исследованиях изменения микробной биомассы. [2]

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. Отмечается изменение содержания микробной биомассы в почвах под действием пестицидов, и это зависит, по мнению исследователей, от химического соединения, его концентрации и физико-химических свойств почвы. 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%. 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), бенонила, хлорфенвинфоса и альдикарба (Hart, Brakes, 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-инкубационными методами (Ghani et al., 1996).^[2]

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 металаксила вызывало, как правило, достоверное уменьшение микробной биомассы в различных почвах (рисунок 5,6). В дерново-подзолистой почве и красноземе (хвойный лес) первое уменьшение микробной биомассы было отмечено примерно через неделю после внесения металаксила, которое продолжалось примерно в течение почти полного исчезновения пестицида. Причем при высокой концентрации металаксила (10 мг/кг) было большее ингибирование микробной биомассы, чем при низкой (1 мг/кг). В других экосистемах краснозема (пастбище) достоверное уменьшение биомассы под влиянием фунгицида было отмечено на 21-е и 35-е сутки инкубации, а на пашне - угнетение биомассы не было отмечено (рис. 6).^[2]

Металаксил, мг/кг	МБ, мкг С · г ⁻¹ (среднее ± стандартное отклонение, n = 6)		
	Инкубация, сут		
	0	8	24
0 (контроль)	334a±30	500a±58	440a±45
1	321a±5	327в±34	337a±12
10	337a±17	305в±9	363a±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)	351a±36	220a±12	217a±8
1	244в±9	193в±9	219a±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).

Рис. 5. Таблица. Динамика микробной биомассы (МБ) дерново-подзолистой почвы после внесения металаксилла (22°C, 60% ПВ) (по Н.Д. Ананьевой, 2003)

Металаксил, мг/кг	МБ, мкг С · г ⁻¹ (среднее ± стандартное отклонение, n = 6)					
	Инкубация, сут					
	1	7	15	21	35	48
<i>Лес (сосна)</i>						
0	534a±31	675a±44	639a±8	583a±16	728±67	695a±47
10	566a±19	559a±46	515в±26	495в±34	640a±17	498±34
НСР _{0,05}	59	102	44	61	111	93
<i>Пастбище</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>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.

Рис. 6. Таблица. Динамика микробной биомассы (МБ) краснозема разных экосистем (шт. Джорджия, США) после внесения металаксилла (22°C, 60% ПВ) (по Н.Д. Ананьевой, 2003)

Влияние гербицида пропахлора на микробную биомассу краснозема было кратковременным (рис. 7). 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.^[2]

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	788a±2	682a±38
	НСР _{0,05}	153	123	197
Агро	0	650a±18	691a±21	609a±81
	10	559a±63	618a±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).

Рис. 7. Таблица. Динамика микробной биомассы (МБ) краснозема разных экосистем (шт. Джорджия, США) после внесения пропахлора (22°C, 60% ПВ) (по Н.Д. Ананьевой, 2003)

Обработка почвы фунгицидом азовитом (полевой эксперимент) приводила к достоверному и продолжительному уменьшению микробной биомассы дерново-подзолистой почвы (рис. 8). Инсектицид ГХЦГ и гербицид линурон также вызывали уменьшение содержания микробной биомассы в серой лесной и лугово-аллювиальной почвах соответственно (рис. 9, 10). Причем высокие концентрации этих пестицидов оказывали наиболее ингибирующий эффект на микробную биомассу исследованных почв.^[2]

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	111b±22	51b±5	53b±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).

Рис. 8. Таблица. Динамика микробной биомассы (МБ) дерново-подзолистой почвы после внесения азовита (полевой эксперимент) (по Н.Д. Ананьевой, 2003)

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

Рис. 9. Таблица. Динамика микробной биомассы (МБ) серой лесной почвы после внесения ГХЦГ (22°C, 60% ПВ) (по Н.Д. Ананьевой, 2003)

Линурон, мг/кг	МБ, мкг С · г ⁻¹ (среднее ± стандартное отклонение, n = 6)					
	Инкубация, сут					
	5	8	15	33	74	130
0	160b±7	148a±8	139a±7	185b±7	144a±13	119a±6
5	190a±22	152a±9	136a±7	201a±19	151a±9	118a±7
50	179ab±22	147a±4	106b±16	122c±8	112b±14	90b±8
500	127c±13	100b±3	103a±13	92d±10	46c±8	56c±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).

Рис. 10. Таблица. Динамика микробной биомассы (МБ) лугово-аллювиальной почвы после внесения линурона (22°C, 60% ПВ) (по Н.Д. Ананьевой, 2003)

Менее персистентные соединения (глифосат и 2,4-Д) даже способствовали возрастанию микробной биомассы дерново-подзолистой почвы (рис. 11, 12). Причем высокая концентрация, например, глифосата вызывала и значительное увеличение биомассы. [2]

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

Рис. 11. Таблица. Динамика микробной биомассы (МБ) дерново-подзолистой почвы после внесения глифосфата (22°C, 60% ПВ) (по Н.Д. Ананьевой, 2003)

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

Рис. 12. Таблица. Динамика микробной биомассы (МБ) дерново-подзолистой почвы после внесения 2,4-Д (22°C, 60% ПВ) (по Н.Д. Ананьевой, 2003)

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

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 (рис.13). Только в серой лесной почве с 2,4-Д увеличение микробной биомассы было достоверным по сравнению с контролем (без 2,4-Д). [2]

Наличие пестицида	МБ (мкг · С г ⁻¹) / пестицид (мг/кг почвы)			
	Дерново-подзолистая			
	Металаксил (10)	Оксадиксил (10)	Глифосат (6)	2,4-Д (2)
–	344a	230a	205a	205a
+	266a	224a	224a	239a
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)
–	292a	292в	828a	650a
+	316a	363a	785a	559a
НСР_{0,05}	81	32	83	115

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

Рис. 13. Таблица. Достоверность изменения микробной биомассы (МБ) почв под действием пестицидов за период их разложения (по Н.Д. Ананьевой, 2003)

Высокая концентрация персистентных пестицидов (ГХЦГ, линурон) способна существенно снижать микробную биомассу почв и в целом за период “жизни” поллютанта (рис. 14). Однако высокая концентрация неперсистентных пестицидов (глифосат, 2,4-Д) способна вызывать достоверное увеличение микробной биомассы почв, в том числе за период “жизни” гербицида.[2]

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%.

Рис. 14. Таблица. Достоверность изменения микробной биомассы (МБ) под действием разных концентраций пестицидов в серой лесной (ГХЦГ, глифосат, 2,4-Д) и лугово-аллювиальной (линурон) почвах (по Н.Д. Ананьевой, 2003)

Таким образом, изменения микробной биомассы под действием пестицида могут служить индикаторным показателем такого рода антропогенного воздействия на почвенные микроорганизмы. Микробная биомасса почв 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.

Глава 5. Влияние минеральных удобрений на почвенные микроорганизмы

Внесение в почву удобрений не только улучшает питание растений, но и изменяет условия существования почвенных микроорганизмов, также нуждающихся в минеральных элементах.

При благоприятных климатических условиях количество микроорганизмов и их активность после внесения в почву удобрений значительно возрастают. Усиливается распад гумуса, увеличивается мобилизация азота, фосфора и других элементов.^[3]

Ранее считали, что длительное применение минеральных удобрений приводит к катастрофической потере гумуса и ухудшению физических свойств почвы. Однако экспериментальные материалы, полученные в МСХА, этого не подтвердили. Так, на дерново-подзолистой почве был заложен многолетний опыт с разной системой удобрения. На делянки, где применяли минеральные удобрения (NPK), в среднем за год вносили 36,9 кг азота, 43,6 кг P₂O₅ и 50,1 кг K₂O на 1 га. В почву, удобряемую навозом, его вносили ежегодно по 15,7 т/га. Через 60 лет был проведен микробиологический анализ опытных делянок.^[3]

В таблице рисунка 15 приведены данные исследования почвы этих делянок, которая все время находилась под паром, чтобы исключить влияние поступающих в нее растительных остатков. Такая почва оказывается бедной сапротрофными микроорганизмами, так как в нее поступает ограниченное количество органических веществ, незначительно развиваются сорняки и цианобактерии.^[3]

После применения минеральных удобрений активизируется деятельность бактерий. При наличии минерального азота легче разлагается и используется микроорганизмами гумус. Внесение минеральных удобрений вызывает некоторое снижение численности актиномицетов и увеличение грибного населения, что может быть следствием сдвига реакции среды в кислую сторону в результате внесения физиологически кислых солей: актиномицеты плохо переносят подкисление, а размножение многих грибов ускоряется в более кислой среде.^[3]

Удобрение	Гумус ¹ , %	рН _{св}	Общее число микроорганизмов	Активомшеты	Грибы
			тыс. на 1 г почвы		
—	1,08	3,8	594	117	15,0
НРК	1,35	3,6	1246	61	23,6
Навоз	1,81	4,5	2297	250	30,0

¹ В исходной почве содержалось 2,2% гумуса.

Рис. 15. Таблица. Влияние удобрений на микроорганизмы парующей дерново-подзолистой почвы (средние данные за лето) (по В.Т. Емцеву, 2005)

Как видно из таблицы, минеральные удобрения хотя и активизируют деятельность микроорганизмов, уменьшают потери гумуса. Навоз, как и следовало ожидать, оказывает благоприятное действие на все группы сапротрофного микронаселения почвы. [3]

Таким образом, за 60 лет в паровавшей почве содержание гумуса уменьшилось, но в удобрявшейся почве его потери меньше, чем в неудобренной. Это можно объяснить тем, что минеральные удобрения способствуют развитию в почве автотрофных микроорганизмов (преимущественно водорослей) и, как следствие, некоторому накоплению в парующей почве органических веществ и в конечном счете гумуса. Навоз служит прямым источником образования гумуса, накопление которого в этих условиях вполне понятно.

На делянках с такой же системой удобрения, но занятых сельскохозяйственными культурами, положение еще более благоприятное. Поживные и корневые остатки здесь активизируют деятельность микроорганизмов и компенсируют расход гумуса. Так, контрольная почва в севообороте содержала 1,38% гумуса, получавшая НРК — 1,46, а унавоженная — 1,96%. [3]

Следует отметить, что в удобряемых почвах после внесения навоза уменьшается количество фульвокислот и относительно увеличивается содержание менее подвижных фракций. В общем минеральные удобрения в

большой или меньшей степени стабилизируют уровень гумуса в зависимости от количества оставляемых пожнивных и корневых остатков. Навоз процесс стабилизации еще более усиливает. Если его вносят в больших количествах, то содержание гумуса в почве возрастает.^[3]

Внесение в почву минеральных и органических удобрений усиливает интенсивность микробиологических процессов, в результате чего сопряженно увеличивается трансформация органических и минеральных веществ.^[3]

Характерным показателем активизации микробной деятельности под влиянием удобрений служит усиление «дыхания» почвы, т. е. выделения ею CO_2 . Это результат ускоренного разложения органических соединений почвы, в том числе гумуса. Внесение в почву фосфорно-калийных удобрений мало способствует использованию растениями почвенного азота, но усиливает деятельность азотфиксирующих микроорганизмов. Иногда внесение в почву минеральных удобрений, особенно в высоких дозах, неблагоприятно сказывается на ее плодородии. Обычно это наблюдается на малобуферных почвах при использовании физиологически кислых удобрений. При подкислении почвы в раствор переходят соединения алюминия, токсичные для микроорганизмов почвы и растений.^[3]

Так, неблагоприятное действие минеральных удобрений было отмечено на легких малоплодородных песчаных и супесчаных подзолистых почвах Соликамской сельскохозяйственной опытной станции. В почву здесь ежегодно вносили N_{90} , P_{90} , K_{120} , навоз (два раза в три года, 25 т/га). Из расчета на полную гидролитическую кислотность была добавлена известь (4,8 т/га). По результатам опыта отмечено, что применение в течение ряда лет НРК существенно снижает численность микроорганизмов в почве. Не страдают лишь микроскопические грибы.^[3]

Внесение извести, особенно вместе с навозом, благотворно сказывается на сапротрофной микрофлоре. Изменяя рН почвы в благоприятную сторону, известь нейтрализует вредное действие физиологически кислых минеральных удобрений.^[3]

Влияние минеральных удобрений на урожай связано с зональным положением почв. Как уже отмечалось, в почвах северной зоны микробиологические мобилизационные процессы протекают замедленно. Поэтому на севере сильнее ощущается дефицит для растений основных элементов питания, и минеральные удобрения даже в малых дозах действуют более эффективно, чем в южной зоне. Это не противоречит известному положению о лучшем действии минеральных удобрений на фоне высокой окультуренности почвы. [3]

Кратко остановимся на использовании микроудобрений. Некоторые из них, например, молибден, входят в ферментную систему азотфиксирующих микроорганизмов. Для симбиотической азотфиксации необходим также бор, важный для формирования нормальной сосудистой системы растений, а, следовательно, и успешного азотоусвоения. Большинство других микроэлементов (Cu, Mn, Zn и т. д.) в небольших дозах также усиливают интенсивность микробиологических процессов в почве. [3]

Таким образом, влияние минеральных удобрений на почвенную микробиоту – активизируется ли ее жизнедеятельность, или же мобилизационные процессы будут ингибироваться - зависит во многом от доз и видов вносимых удобрений, микроорганизмов и почвы. [3]

Глава 6. Изменение почвенной микробиоты под действием нефти и нефтепродуктов

С точки зрения коллоидной химии нефть представляет собой многокомпонентную коллоидную систему, то есть жидкость, в которой взвешены мицеллы — полутвёрдые сгустки высокомолекулярных смол, асфальтенов и карбенов, не растворимых в жидких углеводородах при обычных температурах — а также, зачастую, углистые (состоящие из карбенов и карбоидов) и минеральные частицы и вода.

В состав нефти входит около тысячи индивидуальных веществ, из которых большая часть — жидкие углеводороды (> 500 веществ или обычно

80—90% по массе) и гетероатомные органические соединения (4—5%), преимущественно сернистые (около 250 веществ), азотистые (> 30 веществ) и кислородные (около 85 веществ), а также металлоорганические соединения (в основном ванадиевые и никелевые); остальные компоненты — растворённые углеводородные газы (C₁-C₄, от десятых долей до 4%), вода (от следов до 10 %), минеральные соли (главным образом хлориды, 0,1—4000 мг/л и более), растворы солей органических кислот и др., механические примеси.

В основном в нефти представлены парафиновые (обычно 30—35, реже 40—50% по объёму) и нафтеновые (25—75%) соединения. В меньшей степени — соединения ароматического ряда (10—20, реже 35%) и смешанного, или гибридного строения (например, парафино-нафтеновые, нафтено-ароматические).

Наряду с углеводородами в состав нефти входят вещества, содержащие примесные атомы. Серосодержащие — H₂S, меркаптаны, моно- и дисульфиды, тиофены и тиофаны, а также полициклические и т. п. (70—90% концентрируется в остаточных продуктах — мазуте и гудроне); азотсодержащие — преимущественно гомологи пиридина, хинолина, индола, карбазола, пиррола, а также порфирины (большей частью концентрируется в тяжёлых фракциях и остатках); кислородсодержащие — нафтеновые кислоты, фенолы, смолисто-асфальтеновые и др.

Все вещества, входящие в состав нефти и нефтепродуктов, являются токсичными, нередко канцерогенными.

Проникновение нефти в почву приводит к расширению площади и увеличению глубины загрязнения. При легком механическом составе почв, например, супесчаных и суглинистых, легкие фракции нефти и нефтепродуктов могут проникать на глубину 1,5-2,0 м, подавляя биологическую активность почв.^[7]

Загрязнение нефтью приводит к резкому нарушению в почвенном микробиоценозе. Комплекс почвенных микроорганизмов отвечает на нефтяное загрязнение после кратковременного ингибирования повышением

своей численности и усилением активности. Прежде всего это относится к углеводородоокисляющим микроорганизмам, количество которых резко возрастает по сравнению с незагрязненными почвами. Сообщество микроорганизмов в почве принимает неустойчивый характер. По мере разложения нефти в почве общее содержание микроорганизмов приближается к фоновым значениям, но количество нефтеокисляющих бактерий (например, в почвах южной тайги до 10—20 лет) значительно превышает те же группы в незагрязненных почвах.^[7]

Несмотря на опасные последствия от загрязнения нефтью и нефтепродуктами, при низких концентрациях нефть и некоторые ее компоненты оказывают стимулирующее действие на почвенную биоту: она является энергетическим субстратом для микроорганизмов, стимулирует рост некоторых почвенных грибов — *Paecilomyces*, *Fusarium*. Некоторые виды *Sclerotinia* обнаружены в почве, насыщенной нефтепродуктами. Эти виды целесообразно использовать в качестве биоиндикаторов на нефтяное загрязнение.^[8]

Значительный вклад в процесс биологического разрушения нефти вносят углеводородоокисляющие микроорганизмы, являющиеся постоянным компонентом почвенных биоценозов. Микроорганизмы способны использовать углеводороды нефти в качестве единственного источника углерода и доводить процесс трансформации органического вещества до полной минерализации. В результате биохимических процессов природные загрязнители превращаются в углекислый газ, воду, и другие экологически нейтральные соединения.^[2]

В составе нефти также содержатся метан и пропан, которые окисляются соответствующими видами микроорганизмов: представители группы аэробных грамотрицательных бактерий родов *Pseudomonas*, *Methylococcus*, *Methylobacter*, *Methylococcus*. Метаноокисляющие микроорганизмы широко распространены в почвах газоносных районов, а также там, где идет энергичный распад органических веществ в анаэробных условиях.

Микроорганизмы, использующие высшие члены гомологического ряда алканов, являются обычными обитателями почв нефтеносных районов и служат индикаторами нефтяных месторождений или нефтяных загрязнений. [7]

Выделяют различные уровни загрязнения нефтепродуктами. Эти уровни во многом схожи, по уровню воздействия на микробоценозы, с зонами устойчивости, которые были выделены ранее для тяжелых металлов в главе 3.

Длительное воздействие нефти на почву приводит к изменениям ее микробиологических свойств. Появляются специализированные формы микроорганизмов, способные окислять твердые парафины, газообразные углеводороды, ароматические углеводороды; это — бактерии родов *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Nocardia*, *Pseudomonas*, *Rhodococcus*, спорогенные дрожжи родов *Candida*, *Cryptococcus*, *Rhodotorula*, *Rhodospiridium*, *Sporobolomyces*, *Torulopsis*, *Trichosporon*. Нефтяное загрязнение влияет на изменение численности актиномицетов, грибов, причем наименее чувствительны виды грибов *Rhizopus nigricans*, *Fusarium moniliforme*, *Aspergillus flavus* и *Aspergillus ustus*.^[8] Чувствительными к воздействию нефти являются нитрифицирующие бактерии. В присутствии значительных количеств нефти подавляется развитие целлюлозолитических микроорганизмов. Высокую чувствительность к нефти проявляют зеленые и желто-зеленые водоросли. [8]

Стоит отметить, что микробиологическая индикация актуальна не только для почвенных экосистем, но и для водных. В последних, так же разнообразна нефтеокисляющая микрофлора. Можно выделить грамположительные коринеформные бактерии (*Mycobacterium*, *Nocardia*, *Corynebacterium*, *Arthrobacter* и др.), представителей рода *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Alcaligenes*. Что касается нефтеокисляющих дрожжей, приуроченных, главным образом, к поверхностным слоям вод, то большинство их относится к родам *Candida*, *Rhodotorula* и *Trichosporon*, реже активны представители родов *Debaryomyces*, *Endomyces*, *Pichia*, *Torulopsis*.

Дрожжи окисляют в основном парафиновую фракцию нефти. В морских и пресноводных экосистемах встречаются практически одинаковые представители, разлагающие углеводороды нефти. [4]

Наиболее распространенными загрязняющими нефтепродуктами в водной среде являются фенолы. Одним из главных источников фенольного загрязнения прибрежной зоны моря зачастую являются лесоперерабатывающие предприятия - фанерные, целлюлозно-бумажные, где основными компонентами сточных вод являются фенол, пирагаллол, ксиленолы, крезолы и т.д. Фенолы в значительном количестве содержатся в каменноугольной смоле и образуются при распаде нефтепродуктов. Фенолы широко используются в промышленности для получения смол, полиамидов, поверхностно-активных веществ, антиоксидантов. В связи с резко возрастающим влиянием бытовых стоков на качество прибрежной среды особое негативное влияние имеют фекальные стеролы. Эти соединения даже в незначительных концентрациях могут вызывать сильные токсические эффекты или гибель морских организмов. Попадание фенола в водную среду ведет к быстрому формированию в местах сбросов высокоустойчивого бактериального сообщества в воде и донных осадках. В работах Л.М. Кондратьевой и Е.А. Каретниковой показано, что численность фенолрезистентных бактерий является индикатором загрязнения водных экосистем фенольными соединениями различного происхождения, однако не может служить критерием самоочищающей способности водных экосистем. [4]

В качестве микроорганизмов-индикаторов фенолсодержащих вод используются грибы *Aspergillus*, *Penicillium*. [4]

Таким образом, бактерии-индикаторы играют весомую роль не только в обнаружении загрязнения почвенных и водных экосистем нефтепродуктами, но и в биоремедиации этих систем.

Выводы

В ходе выполнения курсовой работы мною были достигнуты поставленные цель и задачи. А именно:

1. При помощи литературных данных был изучен метод микробиологической индикации;
2. Было рассмотрено влияние тяжелых металлов на различные группы микроорганизмов;
3. По данным исследователей было изучено воздействие пестицидов (ГХЦГ, азовит, линурон, металаксил, глифосфат, 2,4-Д и др.) на микробную биомассу;
4. Отмечено, что минеральные удобрения могут оказывать не только ингибирующее, но и чаще всего стимулирующее воздействие на микроорганизмы;
5. Микроорганизмы являются хорошими индикаторами нефтяного загрязнения, а также они способны активно разлагать нефтепродукты.

В заключение необходимо сказать, что использование микробиологической индикации в экологии и агроэкологии не может ограничиваться только выявлением загрязняющих веществ. Она также может служить и для оценки эффективности системы вносимых удобрений, сохранения устойчивости экосистем, в чем ключевую роль может сыграть еще более активное вовлечение микроорганизмов в процессы биоремедиации.

Библиографический список

1. Агроэкология. Методология, технология, экономика / В. А. Черников, И. Г. Грингоф, В. Т. Емцев и др. Под ред. В. А. Черникова, А. И. Чекереса. – М.: КолосС, 2004. – 400 с.
2. Ананьева Н.Д. Микробиологические аспекты самоочищения и устойчивости почв / Н.Д. Ананьева; Отв. ред. Д.Г. Звягинцев. - М.: Наука, 2003. - 223 с.
3. Емцев В.Т., Мишустин Е.Н. Микробиология. М: Дрофа, 2005. – 445 с.
4. Кондратьева Л.М., Каретникова Е.А. Микробиологическая индикация фенольного загрязнения водных экосистем // Экология пойм сибирских рек и Арктики: Материалы II совещания. - Томск, 2000. С. 248 – 256.
5. Кузнецов А. Е., Градова Н. Б. Научные основы экобиотехнологии / Учебное пособие для студентов. - М.: Мир, 2006. - 504 с.
6. Соколов О.А. Атлас распределения тяжёлых металлов в объектах окружающей среды/О.А. Соколов, В.А. Черников, С.В. Лукин. – 2-е изд., доп. Белгород: КОНСТАНТА, 2008. - 188 с.
7. <http://www.activestudy.info/uglevodorodokislyayushhie-bakterii-indikatoriy-zalezhej-nefti-i-gaza/>
8. <http://www.activestudy.info/vliyanie-nefti-i-nefteproduktov-na-pochvu/>