


Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение  
высшего профессионального образования  
«Владимирский государственный университет  
имени Александра Григорьевича и Николая Григорьевича Столетовых»  
(ВлГУ)

*На правах рукописи*



**Забелина Ольга Николаевна**

**Оценка экологического состояния почвы городских  
рекреационных территорий на основании показателей  
биологической активности (на примере г. Владимира)**

03.02.08 – экология (биология)

Диссертация  
на соискание ученой степени  
кандидата биологических наук

Научный руководитель  
д.б.н., профессор  
Трифонова Т.А.

Владимир 2014

## Содержание:

Введение .....	4
Глава 1. Литературный обзор.....	8
1.1. Почва как основной аккумулятор токсических соединений .....	8
1.2. Городские почвы: классификация, характеристика, условия формирования .....	10
1.3. Биологическая активность почвы .....	14
1.3.1. Микробиологическая активность.....	16
1.3.2. Ферментативная активность.....	19
1.4. Биологическая активность как показатель экологического состояния почвы.....	23
1.5. Особенности биологической активности серой лесной почвы.....	34
1.6. Выводы к главе 1.....	36
Глава 2. Объекты и методы исследования.....	38
2.1. Объекты исследования.....	38
2.2. Методы исследования.....	45
Глава 3. Результаты исследований и их обсуждение.....	54
3.1. Агрохимические свойства почвы рекреационных территорий г. Владимира.....	54
3.2. Загрязнение почвенного покрова рекреационных территорий г. Владимира тяжелыми металлами .....	59
3.3. Загрязнение почвенного покрова рекреационных территорий г. Владимира нефтепродуктами.....	69
3.4. Особенности биологической активности почвы городских рекреационных территорий.....	71
3.4.1. Изменчивость ферментативной активности почвы.....	71
3.4.2. Оценка интенсивности процесса нитрификации.....	84
3.4.3. Исследование пространственно-временных изменений обилия микроорганизмов рода <i>Azotobacter</i> в почве.....	88
3.5. Оценка интегральной токсичности исследованных почв .....	93

3.6. Результаты модельного эксперимента по исследованию влияния нефтепродуктов на ферментативную активность почвы рекреационных территорий.....	95
3.7. Регрессионный анализ зависимости изменения биологических показателей почвы городских рекреационных территорий от содержания в ней экотоксикантов и ее агрохимических свойств.....	98
3.8. Исследование пространственных изменений биологической активности почвы городских рекреационных территорий с использованием кластерного анализа.....	107
3.9. Оценка состояния почвы городских рекреационных территорий на основании интегрального показателя биологического состояния.....	111
3.10. Выводы к главе 3.....	114
Заключение.....	116
Список литературы.....	127

## ВВЕДЕНИЕ

### **Актуальность исследований**

В современном мире процессы урбанизации становятся все интенсивнее, число городов и их масштабы постоянно увеличиваются. Компоненты окружающей среды на урбанизированных территориях подвергаются различным преобразованиям вследствие интенсивной человеческой деятельности, испытывают постоянное техногенное давление. Состояние почвы городских территорий требует особого внимания, так как влияние транспорта, промышленности, процессов строительства оказывает постоянную нагрузку на почвенную систему, что приводит к изменению практически всех ее компонентов, начиная с агрохимических и физических свойств и заканчивая микробиологическими и биохимическими показателями, лишая почвенный покров в городах способности выполнять важные экологические функции. Микробиота, биохимические параметры почвы, ее биологическая активность под влиянием антропогенного воздействия изменяются в первую очередь, поэтому считаются многими исследователями наиболее чувствительными к загрязнению показателями состояния почвенного покрова [36, 124, 139].

В городских ландшафтах интересное и важное для города и населения место занимают территории, занятые зелеными насаждениями – скверы, парки, бульвары, аллеи. Часто эти зоны городов выпадают из поля зрения исследователей, так как традиционно считается, что почвы этих территорий не подвергаются интенсивному антропогенному воздействию и преобразованию, а, следовательно, уровень загрязнения таких экосистем невысок, то есть их состояние не должно вызывать опасений. Между тем небольшие по площади рекреационные территории (скверы, бульвары, аллеи), а также окраинные зоны парков и лесопарков в пределах города часто испытывают сильное техногенное влияние, в результате ухудшается состояние растительности и почвы этих территорий. В то время как лесопарки, парки и другие рекреационные территории города при разумной их эксплуатации играют важную роль в

оздоровлении окружающей среды [32, 164]. Зеленым насаждениям на урбанизированных территориях принадлежат важные рекреационные и санитарно-гигиенические функции. Так, крупные клинья лесопарков могут служить мощными проводниками чистого воздуха в центральные районы города. Воздушные массы в значительной мере очищаются, проходя над лесопарками и парками [47]. Комплексных исследований с целью оценки состояния почвы рекреационных зон г. Владимира ранее не проводилось, тем более не изученными остаются характер и степень влияния процессов урбанизации на показатели биологической активности почвы указанных зон. В то время, как за последние десятилетия в городе Владимире не было создано ни одного нового парка, наращивание площади зеленых насаждений происходит лишь формально в результате присоединения к городу новых микрорайонов, ранее являвшихся селами и поселками области, в самом городе наблюдаются лишь противоположные тенденции сокращения и деградации рекреационных территорий, поэтому проблема исследования состояния существующих парковых зон стоит очень остро, в связи с чем, проведенные исследования представляются особенно актуальными.

**Цель исследований** – оценить экологическое состояние почвы городских рекреационных зон на основании показателей биологической активности.

В соответствии с поставленной целью решались следующие **задачи**:

1. Исследовать загрязнение почвы рекреационных зон г. Владимира тяжелыми металлами и нефтепродуктами.
2. Изучить пространственную изменчивость биологической активности почвы рекреационных территорий при антропогенном воздействии.
3. Оценить характер и степень влияния содержания тяжелых металлов и нефтепродуктов в почве на ее биологическую активность.
4. Оценить пригодность различных показателей биологической активности почвы с точки зрения целесообразности их использования для биодиагностики состояния городских почв, характеризующихся малым уровнем загрязнения.

5. Оценить состояние почвы рекреационных территорий г. Владимира на основании интегрального эколого-биологического показателя (ИПБС).

**Научная новизна работы.** Впервые для г. Владимира был проведен комплексный анализ пространственно-временной динамики накопления тяжелых металлов и нефтепродуктов в почвенном покрове рекреационных территорий, выявлены закономерности изменений показателей ферментативной и микробиологической активности почвы рекреационных зон на различных глубинах.

**Практическая значимость работы.** Результаты исследования можно использовать при биомониторинге и биодиагностике состояния почвы урбанизированных территорий, при оценке воздействия на окружающую среду, планировании землепользования, в других природоохранных и производственных мероприятиях. Кроме того, результаты исследования используются в учебном процессе во Владимирском государственном университете им. А.Г. и Н.Г. Столетовых при преподавании дисциплин «Экология», «Экология микроорганизмов», «Экология растений и животных».

**Основные защищаемые положения:**

- в условиях антропогенного воздействия отмечается трансформация почвы исследованных территорий в метаболическом аспекте, в том числе по прогрессивному типу для ряда показателей: уреазная активность, целлюлозолитическая активность, обилие микроорганизмов рода *Azotobacter*;
- загрязнение почвы тяжелыми металлами отражается на ее биологической активности: концентрация тяжелых металлов в почве выше фоновых значений стимулирует уреазную активность; повышенное по сравнению с фоном содержание отдельных тяжелых металлов (Co, Mn, Ni) вызывает рост активности каталазы в почве, этот эффект наиболее выражен при нейтральной реакции среды;
- присутствующие в почве исследованных зон нефтепродукты оказывают угнетающее воздействие на интенсивность процесса нитрификации; по мере роста концентрации нефтепродуктов в почве отмечается нарастание уреазной активности, а также увеличение обилия азотобактера;

- наиболее информативными и чувствительными к химическому загрязнению почвы показателями биологической активности следует считать активность почвенных ферментов: уреазы и каталазы;
- наиболее выражены изменения биологической активности почвы в скверах и бульварах, так как рекреационные зоны небольшой площади обладают меньшей средозащитной способностью, следовательно, более чувствительны к загрязнению и антропогенному давлению, тогда как биологическая активность почв парковых зон более стабильна.

**Достоверность результатов работы** подтверждается корректностью методов исследования, анализом воспроизводимости результатов с применением статистических программных комплексов; исследования осуществлялись с использованием сертифицированного оборудования.

**Апробация результатов исследования.** Основные положения и результаты диссертационной работы были представлены на 3-ей Всероссийской конференции «Природные ресурсы, их современное состояние, охрана, промышленное и техническое использование», г. Петропавловск-Камчатский, 2012 г., на 6-ой и 7-ой Международных научно-практических конференциях «Экология речных бассейнов», г. Владимир, 2011 г., 2013 г., на 3-ей и 4-ой Международных конференциях «Экология регионов», г. Владимир, 2010 г., 2012 г., на Международной конференции «Современные проблемы и пути их решения в науке, транспорте, производстве и образовании'2011», г. Одесса, 2011 г., на Международной конференции «Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред», г. Москва, 2013 г.

## ГЛАВА 1. ЛИТЕРАТУРНЫЙ ОБЗОР

### 1.1. Почва как основной аккумулятор токсических соединений

Почву традиционно принято рассматривать как особую природную оболочку (биогеомембрану), осуществляющую регуляцию взаимодействия между биосферой, гидросферой и атмосферой Земли. Почвенный покров оказывает влияние и во многом определяет многие процессы, происходящие в биосфере, в окружающей среде он играет роль буфера, то есть поглотителя, разрушителя и нейтрализатора различных загрязнений [50, 39, 93]. Антропогенные преобразования и нарушения почвенного покрова могут привести к неспособности выполнения им важных экологических функций, а, следовательно, к нарушениям функционирования биосферы в целом. Именно поэтому особенно важным является изучение биологического и биохимического состояния почвенного покрова и его изменения под влиянием деятельности человека.

Среди возможных видов антропогенного загрязнения почвы можно выделить следующие:

- А) химическое – тяжелые металлы, стойкие органические загрязнители, пестициды, нефтепродукты;
- Б) физическое – тепловое, световое, радиационное, шумовое, электромагнитное;
- В) механическое – пыль, мусор;
- Г) биологическое – биотическое, микробное.

В качестве основных источников загрязнения почвы можно выделить: химически загрязненные осадки, образуемые вследствие сжигания ископаемого топлива, мусора и т. п., скопления бытовых и промышленных отходов.

Особую опасность представляют стойкие органические соединения, так называемые пестициды (фунгициды, гербициды, инсектициды), которые применяются в качестве ядохимикатов в основном в сельском хозяйстве. Эти соединения могут накапливаться в почве, в воде, донных отложениях водоемов.



Но главная их опасность заключается в том, что они включаются в экологические пищевые цепи, переходят из почвы и воды в растения, затем в организм животных, и в конечном итоге вместе с пищей могут попадать в организм человека [24].

Почвы, которые формируются в пределах урбоэкосистем, также как и естественный почвенный покров, играют роль основной составляющей, в них замыкаются биогеохимические круговороты веществ, культурный насыпной слой биологически и химически преобразуется, поверхностные воды трансформируются в грунтовые, такие почвы представляют собой питательный субстрат для растений. Почва выступает в качестве банка семян, осуществляет регуляцию газового обмена и т.д. Почва интенсивно аккумулирует значительную часть загрязняющих веществ, попадающих в нее, и сохраняет их в себе долгое время. Тяжелые металлы фиксируются верхними гумусосодержащими горизонтами наиболее прочно, то есть эти токсиканты накапливаются в самом плодородном слое.

Почвенному покрову в пределах города принадлежат различные экологические функции. Основными и наиболее важными свойствами городской почвы являются плодородие, ее пригодность для произрастания зеленых насаждений, способность накапливать в толще поллютанты и удерживать их от проникновения в почвенно-грунтовые воды, а также способность препятствовать поступлению пыли в городской воздух [145].

Городской почвенный покров выступает отличным поглотителем газовых примесей, в том числе от автотранспорта, теплоэлектростанций, промышленных предприятий и т.д., играя роль своеобразного барьера на пути распространения загрязняющих веществ, он также может регулировать газовый состав атмосферы за счет выделения и поглощения почвой газов (метан, аммиак, углекислый газ и др.).

«Благодаря определенным биогеохимическим свойствам и огромной активной поверхности тонкодисперсной части, почва превращается в «депо» токсических соединений и одновременно становится одним из важнейших

биогеохимических барьеров для большинства соединений (тяжелые металлы, минеральные удобрения, пестициды, нефтепродукты и т.д.) на пути их миграции из атмосферы города в грунтовые воды и речную сеть», - считает М.Н. Строганова [191].

Но порой сам почвенный покров становится источником загрязнения. В мегаполисах и крупных центрах промышленности до 70-90 % поверхности почвы находится под асфальтобетонным покрытием или жилыми и промышленными постройками, как результат, значительная часть загрязненных осадков минует почвенное тело и проникает через канализацию в водоемы и речную сеть.

Асфальтобетон изменяет функционирование почвы, препятствует проникновению в нее дождевых осадков, как следствие меняется ее водно-воздушный режим, с другой стороны, асфальтобетонное покрытие защищает почву от большей части поллютантов. Несмотря на запечатывание, в почве продолжается жизнедеятельность микроорганизмов, происходит газообмен с воздухом атмосферы. Негативным последствием, создающимся вследствие запечатывания почвы, является парниковый эффект. В отсутствии естественной аэрации происходит переувлажнение почвы, в результате повышается влажность в подвалах зданий, разрушаются фундаменты. В итоге здоровью жителей нижних этажей наносится большой вред: наблюдается повышенная влажность помещения, развивается патогенная и грибковая микрофлора, бороться с которой практически невозможно [147].

## **1.2. Городские почвы: классификация, характеристика, условия формирования**

Активная и разносторонняя деятельность современного человека в мегаполисах ведет к возникновению существенных и часто необратимых изменений окружающей природной среды. Нарушения функционального круговорота в городах, вызванные антропогенной деятельностью, зависят от источника и вида вмешательства человека, в большинстве случаев они

сопровождаются негативными последствиями, влияющими факторами также являются качество среды и степень нагрузки от антропогенной деятельности. Экосистемы городов обладают меньшей рекреационной ценностью в сравнении с ненарушенными природными экосистемами (например, лесами). Урбоэкосистемы часто характеризуются нарушением биологических круговоротов, в них наблюдается сокращение биоразнообразия как по составу, так и по структурно-функциональным характеристикам, увеличивается численность патогенных микроорганизмов [2, 174].

Почвенный покров в городах отличается от естественного по водно-физическим свойствам и химизму. Городская почва часто содержит строительный мусор, бытовые отходы, за счет чего имеет более высокую щелочность по сравнению с природными ее аналогами, горизонты ее перемешаны, часто городская почва переуплотнена. Кроме того, в мегаполисах почвы отличаются высокой контрастностью, их профиль неоднороден и несет на себе печать сложной истории развития города, погребенные разновозрастные исторические почвы и культурные слои могут быть перемешаны [103, 94, 185].

Городской почвенный покров следует рассматривать как систему слагающих компонентов, взаимодействующих между собой, с характерными для данного уровня организации свойствами, или как систему целостных объектов. Изменение структуры и функций отдельных компонентов таких систем под влиянием факторов среды вызывает перестройку в режимах функционирования целых систем. Рассматриваемые системы целостных объектов зависят не только от природных, но и от антропогенных факторов, и являются особенно отзывчивыми на изменения среды [117, 70, 136].

Естественный почвенный покров на большей части городских территорий уничтожен. Он сохраняется лишь отдельными островками в городских лесопарках и парках. «Городские почвы различаются по характеру формирования (насыпные, перемешанные), по гумусированности, по степени нарушенности профиля, по количеству и составу включений (бетон, стекло, токсичные отходы) и т.д.», - утверждает В.В. Владимиров. Большая часть

городского почвенного покрова характеризуется отсутствием генетических горизонтов и наличием слоев искусственного происхождения, различных по окраске и мощности [26].

М.Н. Строганова в соответствии с разработанной ею классификацией выделяет следующие типы городских почв:

«Урбаноземы, (собственно) почвенный профиль, состоящий из своеобразного пылевато-гумусного субстрата разной мощности и качества с примесью городского мусора; могут подстилаться непроницаемым материалом (асфальтом, фундаментом, бетонными плитами, коммуникациями). Характеризуются отсутствием генетических горизонтов до глубины 50 см и более. Формируются на грунтах разного происхождения и на культурном слое.

Агроурбанозем (культурозем) - городские почвы фруктовых и ботанических садов, старых огородов. Характеризуются большой мощностью гумусового горизонта, наличием перегнойно-торфо-компостных слоев мощностью более 50 см, развивающихся на нижней иллювиальной части почвенного профиля, на культурном слое или на грунтах разного происхождения.

Некроземы - почвы, входящие в комплекс почв городских кладбищ.

Индустриземы - почвы промышленно-коммунальных зон, характеризующиеся сильной техногенной загрязненностью тяжелыми металлами и другими токсичными веществами, степень которой достигает величин чрезвычайно опасных по принятым нормативам. Химическое загрязнение изменяет почвенно-поглощающий комплекс почв, предельно сокращает биоразнообразие почвенной биоты, а часто делает почву почти абиотичной. Данные почвы могут быть уплотненными, бесструктурными, с включениями токсичного непочвенного материала объемом более 20%. Название условно, их иногда называют "поллютозем".

Интруземы – почвы, формирующиеся, когда в результате аварий транспортных систем или бесхозяйственной деятельности человека через мостовые бензозаправочных станций и автомобильных стоянок в почвы

постоянно проникают нефтепродукты (масло, мазут, бензин). То есть, это почвы, перекрытые с поверхности или пропитанные в профиле органическими масляно-бензиновыми жидкостями. Название условно, их также можно назвать нефtezем, петролеумные почвы».

Также в пределах городов М.Н. Строгановой выделяется особая группа почвоподобных техногенных поверхностных образований, которые получили название «техноземы». Такие образования отличаются между собой качественным составом, свойствами органогенного (гумусированного, перегнойного, торфокомпостного) слоя и его мощностью, подстилающие породы и почвообразующий материал техноземов различны. В группе техноземов, в свою очередь, Строганова выделяет: «Реплантоземы - почвы, которые состоят из маломощного гумусового слоя, слоя торфо-компостной смеси или слоя органо-минерального вещества, нанесенных на поверхность рекультивируемой породы из смеси насыпных или других свежих грунтов. В основном формируются в районах городских промышленных и селитебных новостроек, на новых газонах.

Конструктоземы - искусственно целенаправленно создаваемые почвы-грунты, состоящие из серии слоев грунта разного гранулометрического состава и происхождения и плодородного насыпного гумусированного слоя путем конструирования (создания) профиля по природной модели почвы».

В настоящее время в мегаполисах при современных темпах строительства до 70-90% поверхности оказываются закрытыми асфальтобетоном и иным дорожным покрытием, зданиями, сооружениями. Грунты, почвы, почвоподобные тела запечатываются различными искусственными покрытиями. Запечатанные почвы и грунты представляют собой неотъемлемую часть города, их необходимо изучать и картографировать, свойства запечатанных почв должны быть учтены при экологической оценке территории города.

М.Н. Строгановой выделена отдельная группа почв, запечатанных под дорожными асфальтобетонным и каменными покрытиями, - экраноземы, экранированные почвы (название условное). Автор также называет их мощеными, запечатанными (sealed soils). Такая почва значительно уплотнена,

характеризуется изменившимся водным, тепловым и газовым режимами; микроорганизмы представлены преимущественно анаэробами; поступление вещества извне не происходит (в обычных условиях увеличивается мощность верхнего слоя почвенного покрова города из-за подсыпки привозного грунта и осадения пыли из атмосферы); верхняя часть профиля запечатанной почвы может быть нарушена в процессе укладки покрытия.

Кроме того, при укладке дорожного полотна может происходить удаление почвенного профиля вплоть до нижележащих грунтов и (или) последующее наложение нового материала. Такие грунты классифицируются М.Н. Строгановой как "запечатанные грунты" [146].

Городской почвенный покров является уникальным местообитанием микроорганизмов, что находит свое отражение в биогеохимических циклах биофильных элементов крупных городов. Комплекс почвенных микроорганизмов изменяется, находясь под постоянным непосредственным антропогенным воздействием, снижается их видовое разнообразие, меняется биологическая активность [37, 144].

Таким образом, почва в городе играет важную роль, а ее экологические функции существенны и разнообразны. Выполняя средообразующую функцию, почва может менять химический состав атмосферных осадков и подземных вод, одновременно являясь универсальным биологическим поглотителем загрязняющих веществ, поставщиком и регулятором содержания углекислого газа, кислорода, азота в атмосферном воздухе [185].

### **1.3. Биологическая активность почвы**

Под *биологической активностью*, по мнению современных исследователей, следует понимать напряженность (интенсивность) всех биологических процессов в почве [24]. Биологическую активность следует отличать от *биогенности почвы*, то есть ее заселенности разнообразными организмами, так как эти два понятия часто не совпадают друг с другом.

Биологическую активность почвы обуславливает общее содержание в почве определенного запаса ферментов, которые выделяются как в процессе жизнедеятельности растений и почвенных микроорганизмов, так и аккумулируется почвой после разрушения отмерших клеток [110, 131]. Интенсивность процессов переработки органических веществ и разрушения минералов, а также масштабы и направление процессов превращения энергии и вещества в наземных экосистемах характеризуются биологической активностью почвы.

Как показатели биологической активности почвы современными исследователями могут применяться: биомасса и численность различных групп почвенных микроорганизмов, их продуктивность, ферментативная активность почв, количество и скорость накопления продуктов жизнедеятельности организмов почвы, интенсивность основных процессов, связанных с круговоротом элементов, некоторые энергетические данные [84, 108].

Значимые всеобщие процессы в почве определяются деятельностью всех или большей части организмов почвенного покрова (например, термогенез, количество АТФ), такие процессы с трудом поддаются исследованию, поэтому обычно определяют интенсивность более распространенных процессов, таких как накопление аминокислот, выделение углекислого газа, дыхание почвы и т.д.

Среди методов определения показателей биологической активности выделяют: микробиологические, биохимические, физиологические и химические.

Исследователи традиционно выделяют актуальную и потенциальную биологическую активность почв, методы ее определения различаются [16, 122]. Потенциальную биологическую активность измеряют в искусственно созданных условиях, оптимальных для протекания конкретного исследуемого биологического процесса. Актуальная (действительная, естественная, полевая) биологическая активность может быть измерена только непосредственно в поле, она характеризует реальную активность почвы в естественных (полевых) условиях [149].

Щелочно-кислотные условия, окислительно-восстановительный потенциал, структура, количество гумуса и иные химические и физические свойства почвы

тесно связаны с биологической активностью почвы. Но, необходимо отметить, что физические и химические свойства почвы характеризуют достаточно консервативные накопившиеся ее признаки и свойства, в то время как биология почв располагает показателями динамических свойств, которые являются индикаторами современного режима жизни почв [24].

Почвенный покров характеризуется составом различных групп микроорганизмов, их численностью и суммарной активностью, а также активностью биохимических процессов, определяемой присутствием в почве определенного запаса (пула) ферментов, которые выделяются прижизненно в процессе деятельности растениями и микроорганизмами, а также накопленных почвой в результате разрушения клеток. Перечисленные параметры входят в состав общего понятия биологической активности почвы.

На основании параметров биологической активности почвы можно судить о направлении процессов превращения вещества и энергии и их масштабах в естественных экосистемах суши, об активности процессов переработки остатков органических веществ и разложения минералов. Плодородие почв определяется биохимическими процессами, лежащими в основе почвообразования [35, 19].

### **1.3.1. Микробиологическая активность**

Биохимическая и микробиологическая характеристика почв традиционно считаются наиболее сложными разделами почвенной биодиагностики. Микроорганизмы чутко реагируют на изменения различной природы, происходящие в окружающей среде, что определяет большую подвижность и динамичность микробиологических показателей. Уже в первых работах диагностического направления по микробиологии почв, организованных С.П. Костычевым в 20-х гг. 20-го века, была поставлена цель – изучить как пространственную, так и временную изменчивость биологических параметров почв. Следующая трудность – из-за неравномерного распределения микробиоты в различных слоях почвы и даже в пределах слоя одного генетического горизонта



численность микроорганизмов демонстрирует существенную пестроту значений. Этим обуславливается не только необходимость многократных анализов, но и большое число обрабатываемых образцов почвы. Третья трудность состоит в слабой разработанности систематики микроорганизмов и сложности идентификации видов, от чего экологические исследования много теряют.

Известным является тот факт, что численность микроорганизмов в почве постоянно изменяется. Но в любом почвенном покрове есть определенный естественный уровень численности микробиоты, который можно рассматривать в качестве пула, иными словами, того запаса микроорганизмов почвы, который не обеспечивается энергетическим веществом, необходимым для непрерывного размножения, но находится в состоянии поддержания. На величину такого запаса не влияет сезонность, пул обуславливается особенностями самой почвы и факторами среды, влияющими на почвенные свойства [171, 175].

Интенсивность продукционного потенциала почвенных микроорганизмов характеризуют, измеряя суммарное количество синтезированной биомассы за определенный период. Обычно биомасса, накопленная грибами в почвенной толще, превышает таковую у бактерий, это явление характерно для всех типов зональных почв, но особенно заметно преобладание грибной биомассы в лесных почвах [25].

Методы, применяемые для подсчета размеров микробной биомассы и продуктивности, делят на прямые и косвенные. Прямые методы подразумевают прямой подсчет числа клеток, косвенные методы включают биохимические и физиологические. Например, микробиологическую активность в почвенном покрове можно определять по уровню АТФ, полифосфатов, содержанию ДНК и РНК, аминокислот. Методы, с помощью которых можно оценить суммарные биологические процессы, судя по исходным или конечным продуктам, являются наиболее общими. К таким относятся, например, способы определения дыхания почвы по поглощению кислорода или выделению углекислого газа; ацетиленовый метод учета активности азотфиксации (по восстановлению ацетилена); микрокалориметрические измерения с целью исследования уровня термогенеза;

аппликационные методы с применением специальных материалов (целлюлозы, хроматографической бумаги, целлофана) для оценки скорости и степени их разложения и накопления продуктов жизнедеятельности микроорганизмов, например, аминокислот [14].

Микроорганизмы почвы в процессе своего существования испытывают влияние целого комплекса природных абиотических, биотических, а также антропогенных и техногенных факторов. Например, водно-температурный режим во многом определяет формирование микробных сообществ почвы. Наблюдения демонстрируют закономерную смену сообществ микроорганизмов в процессе распада органического вещества. Так, на первых этапах разложения растительных остатков на них начинают развиваться неспорообразующие бактерии и грибы. Затем возрастает численность бацилл и актиномицетов. Имеет место смена систематических групп почвенной микробиоты. На составе и численности микрофлоры почвы в значительной мере отражается то, что в разных климатических зонах разложение органического вещества протекает с неодинаковой скоростью [61, 101].

В определенной мере характер микрофлоры определяется актуальной кислотностью почвы. Значение водородного показателя одной и той же почвы на разных, пусть мало удаленных, участках поля может немного варьироваться. Кислотность почвенного покрова также может меняться в течение одного вегетационного периода, это обуславливается жизнедеятельностью микроорганизмов, выделением ими углекислого газа, кислот и т.д. Несмотря на разную устойчивость микробиоты к кислотности и щелочности, большинство групп микроорганизмов наиболее активны в нейтральной среде. Потому микробиологические процессы в почве активизируются при нейтрализации кислых и снижении значения рН щелочных почв, то есть при нормализации кислотности почвы.

С глубиной численность практически всех групп почвенных микроорганизмов уменьшается, в то же время химический состав почвы в пределах пахотного слоя остается одинаковым. В таком случае снижение

численности микробного населения с глубиной может быть вызвано ухудшением воздушного режима или накоплением каких-либо токсичных веществ в нижних горизонтах почвы, вероятно, продуктов неполного распада растительных остатков.

В.Т. Емцев и Е.Н. Мишустин считают: «Снижение микробиологической активности по мере углубления в почву подтверждается и таким суммарным показателем, как «дыхание почвы», то есть выделение диоксида углерода, служащее показателем жизнедеятельности микроорганизмов». Наиболее активным по энергии дыхания следует считать верхний слой почвы [57].

### **1.3.2. Ферментативная активность**

По определению Д.Г. Звягинцева: «Ферменты – биологические катализаторы белковой природы, образуемые живыми организмами и характеризующиеся мощностью, лабильностью и специфичностью действия». Именно ферментам принадлежит важнейшая роль в обмене веществ, их действием обусловлены скорость и направленность биохимических процессов в клетке [63].

Биохимический гомеостаз почвы поддерживается ферментами. Несмотря на значительную неоднородность почвы, в ней сохраняется относительно стабильное содержание органического вещества (гумуса, полисахаридов, аминокислот, витаминов), характерная для данного вида почвы актуальная кислотность, содержание подвижных форм элементов и т.д. Привнос органических и минеральных удобрений, пестицидов, промышленных и сельскохозяйственных отходов, меняет биохимическое равновесие (гомеостаз) почв, отличающихся бедностью ферментами и низкой биологической активностью. Если же почва богата микроорганизмами, обладает высокой ферментативной активностью и буферностью, возникшие изменения быстро исчезают, равновесие восстанавливается [176].

Иммобилизованные (закрепленные на почвенных частицах) ферменты в почве обладают довольно высокой устойчивостью в условиях, при которых жизнедеятельность микробиоты подавляется, благодаря чему, метаболизм в почве может оставаться, долгое время относительно неизменным. Следовательно, значение ферментов в экстремальных условиях (повышенная влажность, антибиотические препараты, пестициды, тяжелые металлы) особенно велико [35].

В почве одновременно находятся разнообразные экзо- и эндоферменты, выделяющиеся после лизиса клеток. Ферменты, попадающие в почву в результате разрушения клеток, еще долгое время сохраняют свою активность. Направленность и интенсивность многих биохимических процессов, протекающих в почве, обуславливается ферментами. Ферментативная активность может быть использована в качестве дополнительного показателя биологической активности и плодородия почв [18, 63].

Следует отметить, что метаболический потенциал микробного населения конкретной экологической ниши определяется активностью специфических ферментов. Активность таких ферментов, как суммарные дегидрогеназы, эстеразы, фосфатазы отражает энзиматический потенциал всего сообщества, активность других (целлюлазная, хитиназная, нитрогеназная, денитрифицирующая) характеризует потенциал лишь специфической части сообщества, но, тем не менее, дает возможность оценить тот или иной потенциал. Особое значение для экологов и микробиологов имеют ферменты микроорганизмов, участвующие в биогеохимическом цикле элементов. Из них наиболее важны ферменты, входящие в азотный и углеродный цикл, именно они позволяют характеризовать устойчивость сообществ и экосистем, а также их способность минерализовать органическое вещество. Одновременно с указанными выше параметрами при исследовании ферментативного потенциала популяций измеряют также активность липаз, целлюлаз, протеаз, амилаз. Если различные виды ферментативной активности измеряют *in situ*, необходимо сохранять неизменным микроокружение данной ниши, а также следить за температурой, рН, влажностью, Eh (ОВП). Периоды инкубации (измерений) не

должны быть длительными, чтобы за это время число микроорганизмов не могло существенно измениться [108,187].

В современном мире живого обнаруживают в настоящее время до тысячи ферментов. Следует отметить, что в почве встречаются все ферменты, но только для отдельных существуют методы их количественного определения. Лучше остальных разработаны методы определения гидролаз (в частности, инвертазы, фосфатазы, протеазов, уреазы, амилазов) и оксидоредуктаз (в частности, дегидрогеназы, полифенолоксидазы, каталазы) [122].

Основная роль гидролаз заключается в участии их в реакциях гидролитического распада высокомолекулярных органических соединений, то есть данному типу ферментов принадлежит важная роль в обогащении почвы подвижными питательными веществами в доступной растениям и микроорганизмам форме [189].

Исследования различных авторов свидетельствуют, что активность почвенных ферментов может быть использована как дополнительный диагностический критерий почвенного плодородия, а изменение ферментативной активности может сигнализировать об антропогенном воздействии. Ферменты демонстрируют высокую устойчивость даже при длительном хранении, этот факт, а также низкая ошибка опытов способствуют применению параметров ферментативной активности как диагностического показателя состояния почвы [17, 24].

Необходимо помнить, что разные внешние факторы оказывают различное влияние на активность почвенных ферментов, одни подавляют их действие, другие стимулируют. На активность ферментов в почве влияют ее физико-химические свойства: рН, засоленность, карбонатность и пр., а также внесение удобрений. Но перечисленные факторы меняют ферментативную активность в разной степени. Чем больше кислотность почвы отличается от оптимальной для действия данного фермента, тем быстрее происходит инактивация ферментов [52, 63].

Исследования почв, загрязненных нефтью концентрацией до 10%, показали рост активности таких окислительно-восстановительных ферментов почвы, как каталаза и дегидрогеназа, а также увеличение уреазной активности (фермент класса гидролаз). В ходе наблюдений авторами было отмечено ингибирование ферментативной активности при более высоком содержании в почвенном покрове нефтепродуктов (выше 10%). Фосфатазная и липолитическая активности стимулировались при концентрации нефти в почве до 17%, в то время как более высокие концентрации нефтепродуктов (выше 17%) угнетали активность ферментов данного типа [65, 172].

Многими исследователями отмечается способность углеводородокисляющих микроорганизмов способствовать росту уреазной активности почвы [166]. Все более распространенным становится использование этого параметра при оценке экологического состояния почв, загрязненных нефтью и нефтепродуктами, для которых регистрируется увеличение уреазной активности на 15-25% в сравнении с незагрязненными почвами [158]. Многие авторы указывают, что на активность уреазы в пахотном слое почвы положительно влияет отсутствие механической обработки, вопреки тому, что растительные остатки в таком случае накапливаются на поверхности почвы. Вероятно, в более глубоких слоях субстрат для фермента уреазы наравне с растительными остатками и стерней поставляет корневая система, более развитая при прямом посеве [91].

Отмечается снижение уреазной активности при изменении реакции среды почвы в сторону подкисления, такой эффект часто проявляется в результате длительного применения физиологически кислых минеральных удобрений. Флуктуации значений показателя уреазной активности почвы на 86% определяются изменениями pH почвенной среды [83].

Значительный вклад в плодородие почвы вносит целлюлозолитическая активность, от нее во многом зависит уровень биогенности почвы. Целлюлоза в почвенном покрове может трансформироваться при высоких или низких значениях температуры и влажности, как в кислой, так и в щелочной среде, при

различном уровне обеспеченности кислородом. Такое разнообразие условий среды для разложения целлюлозы обусловлено разнообразием видов микроорганизмов, способных осуществлять данный процесс. Более чем пятьдесят процентов всего органического углерода биосферы, находится в составе целлюлозы. Она является самым распространенным полисахаридом растительного мира, и на 40-70 % составляет высшие растения [188]. В естественной природной среде синтезируются большие объемы целлюлозы, в этом состоит еще одна причина того, почему микроорганизмам, участвующим в ее разложении, принадлежит очень важная роль в процессе минерализации органического вещества и углеродном цикле. Большая часть микроорганизмов, осуществляющих разложение целлюлозы, обладают высокой специфичностью и избирательностью к этому веществу. «Разложение целлюлозы осуществляют аэробные микроорганизмы (бактерии и грибы) и анаэробные мезофильные и термофильные бактерии», - утверждает В.Т. Емцев [58].

#### **1.4. Биологическая активность как показатель экологического состояния почвы**

При осуществлении биомониторинга и биодиагностики почв основная роль отводится показателям биологической активности. По утверждению Г.В. Добровольского: «Применение методов диагностики биологической активности почв при интегральной оценке и прогнозе состояния почв, подверженных комплексному воздействию природных и антропогенных явлений, позволяет решать практические задачи для расчета экологического ущерба, а также способствует разработке мер по реабилитации подверженных антропогенному влиянию территорий». Определение параметров биологической активности безусловно необходимо, так как именно микробное население почвы, осуществляя преобразование органического материала и формирование гумусового слоя, принимая участие в самоочищении почвы, определяет плодородие и экологическое состояние почвы [51].

Почвенная микробиота реагирует на ухудшение экологических условий первой. В связи с чем, в последнее время при биодиагностике состояния природной среды все чаще используют микроорганизмы [153]. Микробные сообщества почвы реагируют на изменения в окружающей среде заметными изменениями в своей структуре и часто численности, давая, таким образом, возможность раннего диагностирования антропогенного влияния на почву, исследователями отмечена высокая индикационная способность микроорганизмов. Уменьшение численности, активности, обеднение состава и снижение разнообразия экологотрофических групп микроорганизмов - эти признаки представляют собой реакцию микробиоты почвы на любое антропогенное или техногенное воздействие [73]. Флуктуации значений комплекса показателей ферментативной и микробной активности можно считать ранними диагностическими признаками, благодаря которым можно заметить отрицательные изменения в среде еще на ранних этапах. Равновесие биогеохимических круговоротов азота, углерода и прочих элементов, а также уровень органического вещества в почве во многом обеспечиваются функциональными группами микроорганизмов. Активность ферментов почвы непосредственно касается превращения углерода, азота и окислительно-восстановительных процессов, а значит характеризует функциональное состояние микроорганизмов почвы. Комплексное определение указанных параметров дает возможность точнее выяснить направление изменений биологической активности, которые имеют место в почвенном покрове городов [109, 192].

Исследование биологической активности городского почвенного покрова представляется важным еще и потому, что на отдельных территориях в пределах города жители высаживают фрукты и овощи, употребляемые позже в пищу. В связи с чем, необходимо оценивать в какой степени меняются характеристики почв при антропогенном влиянии, и способна ли почва в полной мере выполнять свои функции, а, как следствие, безопасны ли данные продукты для здоровья людей [66].



Стимулировать биологическую активность почвы можно, внося органические и бактериальные удобрения, сидераты, а также, проводя мероприятия, обеспечивающие лучший водный, окислительно-восстановительный и тепловой режимы. Использование правильных севооборотов и мелиорантов (известки, гипса) способствует сохранению благоприятных физико-химических свойств почвы. Результатом уменьшения общей биологической активности почвы становится подавление процессов минерализации растительных остатков и синтеза гумусовых веществ, как следствие, снижаются темпы накопления элементов минерального питания растений – нитратов, фосфатных соединений и др., в почве начинается размножение фитопатогенов, ухудшается обеспеченность растений физиологически активными соединениями [4, 8, 133].

В случае высокого содержания в атмосферном воздухе оксидов серы может происходить образование кислотных осадков, в результате выпадения которых происходит непрерывное подкисление почв. Этот фактор находит свое отражение в изменении состава и численности микроорганизмов и биологической активности почв, что наиболее явно выражено для слаборазвитых природно-кислых почв – тундровых и подзолистых [14].

Соединения ртути, содержащиеся в промышленных отходах, могут выступать в качестве опасных загрязнителей почвы и окружающей среды в целом. Отдельные группы почвенной микробиоты обладают высокой устойчивостью к ртути и ее соединениям, трансформируя металлическую ртуть в токсические для высших организмов вещества [14]. В загрязненных ртутью городских почвах Павлодара (Казахстан) регистрировалось уменьшение активности дегидрогеназы, инвертазы, аскорбатоксидазы. В модельных опытах по внесению ртути в черноземные почвы резко подавлялась целлюлозолитическая активность [85].

Загрязнение почвы тяжелыми металлами, нефтепродуктами может оказывать ингибирующее влияние на общую биологическую активность почвы. Источником поступления тяжелых металлов в почву могут быть сухие выпадения

из атмосферы, водный сток и сток с поверхностных и закопанных свалок, а также привозные зараженные грунты для газонов и скверов, удобрения. В почву дач и частных участков тяжелые металлы могут попадать из привозных удобрений и земли, стройматериалов, краски. Основными первичными источниками тяжелых металлов во Владимирском регионе являются выхлопы автотранспорта, химическая промышленность, приборостроение, электротехническое производство. Процессы минерализации и синтеза различных веществ в почвах подавляются присутствием тяжелых металлов, также угнетено дыхание почвенной микробиоты, может возникать микробостатический эффект, тяжелые металлы часто играют роль мутагенного фактора. При избыточной концентрации тяжелых металлов в почвенном покрове уменьшается интенсивность процессов метаболизма, возникают морфологические преобразования строения репродуктивных органов и иные трансформации почвенных микроорганизмов [6, 143]. Тяжелые металлы в большой мере способны ингибировать биохимическую активность и служить причиной изменения общей численности микроорганизмов почвы [77, 163].

Наличие в почве избыточного количества тяжелых металлов обуславливает также определенные изменения в видовом составе почвенной микробиоты. Как общую закономерность выделяют существенное сокращение видового богатства и разнообразия комплекса микромицетов почвы при загрязнении [3, 95]. В загрязненных почвах формируются нетипичные для обычных условий виды микроорганизмов, отличающиеся повышенной устойчивостью к действию тяжелых металлов, например, появляются устойчивые к влиянию тяжелых металлов микромицеты [182]. Толерантность микробных популяций к загрязнению почвы определяется их принадлежностью к различным систематическим группам. Наименее толерантными к действию высоких концентраций тяжелых металлов являются виды рода *Bacillus* и нитрифицирующие микроорганизмы, несколько более устойчивы – псевдомонады, стрептомицеты и многие виды целлюлозоразрушающих микроорганизмов, наиболее же устойчивы – грибы и актиномицеты [90, 92].

Низкое содержание тяжелых металлов в почве в определенной мере стимулирует развитие микробного сообщества, по мере увеличения концентрации токсикантов имеет место частичное ингибирование активности микроорганизмов и, в итоге, полное его подавление. Достоверные изменения видового состава регистрируются при концентрациях тяжелых металлов в 50 – 300 раз выше фоновых [138].

Физиолого-биохимические характеристики конкретных металлов, загрязняющих почвенный покров, определяют степень, в которой подавляется жизнедеятельность микроорганизмов почвы [78]. Отмечено негативное действие свинца на биологическую активность почвы, ингибируется активность ферментов, уменьшается интенсивность выделения углекислого газа, то есть снижается активность процесса дыхания почвы, кроме того, наблюдается снижение численности микроорганизмов, вследствие нарушения их метаболизма, особенно процессов дыхания и клеточного деления [88, 89, 107].

В случае невысокого уровня загрязнения почвы, когда она еще сохраняет растительность, отдельные тяжелые металлы (в первую очередь хром) могут стимулировать ее микробиологическую активность, усиливать дыхание почвы и выделение углекислого газа. Кроме того, при загрязнении почвы хромом отмечается резкое снижение активности каталазы, оксиды кобальта и хрома подавляют способность почвы к разложению целлюлозы. Как следствие уменьшения выделения энергии при подавлении почвенного дыхания, снижается скорость важных биохимических процессов [56].

Активность почвенных ферментов, видовая структура и численность микробного населения почвы безусловно испытывают влияние степени загрязнения почвы тяжелыми металлами. Для почв, в которых содержание тяжелых металлов превышает фоновое в 2 – 5 и более раз, регистрируются выраженные изменения отдельных показателей ферментативной активности, в определенной мере увеличивается суммарная биомасса амилитических микроорганизмов, прочие микробиологические показатели также могут меняться. При последующем увеличении концентрации тяжелых металлов на один порядок

наблюдается достоверное уменьшение значений отдельных показателей биохимической активности почвенных микроорганизмов [33, 177]. Имеет место перераспределение доминирования в почве амилитических микроорганизмов. Если в почвенном покрове, концентрация тяжелых металлов на 1-2 порядка выше фоновой, отмечаются изменения уже целой группы микробиологических показателей. Уменьшается численность видов почвенных микромицетов, начинают преобладать наиболее устойчивые виды. Если концентрация тяжелых металлов в почве выше фона на три порядка, происходят ярко выраженные изменения почти всех микробиологических показателей, наблюдаются угнетение или даже гибель микроорганизмов, свойственных незагрязненной почве [150, 168]. Но в указанных условиях может интенсивно развиваться и даже доминировать некоторое число видов микроорганизмов, обладающих повышенной устойчивостью к действию тяжелых металлов, в основном микромицетов. В случае содержания тяжелых металлов в почвах выше фоновых на четыре и более порядка, регистрируется катастрофическое снижение активности микроорганизмов почвы, граничащее с полной гибелью микробиоты [140, 184].

Необходимо отметить, что микроорганизмам принадлежит важная роль в миграции тяжелых металлов в почве. Микробиота может действовать как производитель, потребитель, может выполнять функцию по транспортировке элементов в почвенной экосистеме в ходе своей жизнедеятельности. Почвенные грибы часто способны к закреплению тяжелых металлов в мицелии, таким образом, они временно выводят их из круговорота веществ. Помимо этого, грибы нейтрализуют подвижные формы тяжелых металлов, выделяя органические кислоты, то есть защищают растения от действия токсикантов [12, 60].

Самоочищение почвы от таких загрязнителей, как тяжелые металлы, происходит довольно медленно. Металлы часто образуют соединения с органическими продуктами деятельности почвенных микроорганизмов и мигрируют в почве в органоминеральной форме. На процессах миграции и накопления сказывается и влияние почвообитающих животных [14, 105].

При оценке экологического состояния почвы и ее биодиагностике исследователи часто используют измерение активности ферментов, отвечающих за наиболее важные биохимические процессы, проходящие в почве: каталазы, отвечающей за разложение перекиси водорода, уреазы, катализирующей гидролиз мочевины, а также целлюлозолитической активности [31, 41, 186]. Уреазная активность является одним из важнейших параметров биологической активности почв. Данный тип ферментативной активности связан прямо пропорциональной зависимостью с содержанием органического углерода в почве [58, 183]. Значит, присутствие нефтепродуктов и компонентов нефти в почвенном покрове потенциально способно стимулировать скорость процесса разложения мочевины в почве, следовательно, показатель уреазной активности может быть использован для оценки экологического состояния нефтезагрязненных почв [172]. Многие исследователи предлагают рассматривать уреазную активность в качестве показателя способности почвы к самоочищению [66], самоочищение является важной экологической функцией почвы, за счет способности к самоочищению обеспечивается защита самого почвенного покрова и сопредельных сред от химического и бактериального загрязнения. Высокая скорость разложения мочевины в почвах, загрязненных нефтью и нефтепродуктами, демонстрирует значительную резистентность фермента уреазы к ингибирующим факторам; поэтому следует считать, что уреазы занимает важное место в процессе самоочищения таких почв [71].

Высокий уровень активности уреазы, отмечающийся в нефтезагрязненных почвах, обуславливает увеличение содержания азота в аммиачной форме в загрязненном почвенном покрове; отмечается корреляция роста уреазной активности почвы с увеличением числа аммонифицирующих микроорганизмов [172, 180]. Многие авторы в своих исследованиях подчеркивают чувствительность фермента каталазы к концентрации тяжелых металлов в почве. При внесении минимальной дозы гальваношлама в образцы почвы в процессе проведения экспериментов уже отмечалось снижение каталазной активности (в состав гальваношлама входили цинк и железо, составляя 79,70% от общей массы

тяжелых металлов, содержащихся в шламе) на 37,9% по сравнению с контролем. При последующем внесении больших доз гальваношлама уменьшение активности каталазы становилось все более заметным [5]. Наблюдения позволяют заключить, что фермент каталаза проявляет достаточно высокую чувствительность к воздействиям антропогенного характера, и явление ингибирования данного фермента из-за антропогенного влияния позволяет применять каталазную активность при диагностике такого рода воздействий.

Очень важным показателем, характеризующим плодородие почвы, а также уровень ее биогенности, многие исследователи считают целлюлозолитическую активность, подразумевая под этим определением процесс распада клетчатки, осуществляемый микроорганизмами [102]. Целлюлоза представляет собой важную составляющую органического вещества, то есть скорость разложения целлюлозы определяет темпы разложения органики в почвенном покрове в целом, что, в свою очередь, отражается на состоянии зеленых насаждений.

Показательным для оценки плодородия почвы считается групповой состав микроорганизмов, связанных с круговоротом азота. Отмечаются некоторые закономерности и тенденции в распределении разных групп микроорганизмов в почвах различных типов. Так, азотобактер и нитрифицирующие бактерии слабо представлены и вообще отсутствуют в бедных питательными веществами кислых подзолистых почвах [9]. Потому присутствие в почвенном покрове азотобактера и большого количества нитрификаторов может служить критерием оценки его плодородия [142].

Азотфиксация представляет собой процесс естественного вовлечения азота в биологический круговорот. Этот процесс может ингибироваться при антропогенном воздействии, например, при наличии значительных концентраций таких токсикантов в почве, как тяжелые металлы. Такой тип влияния отмечен при обоих типах азотфиксации, как симбиотической (происходит подавление жизнедеятельности азотфиксирующих клубеньковых бактерий), так и несимбиотической. Степень влияния тяжелых металлов на несимбиотическую азотфиксацию связана с типом почв и более явно проявляется на бедных почвах

[79]. В целом характер и степень воздействия тяжёлых металлов на почвенную микробиоту и микробиологические процессы, протекающие в почве, обуславливаются типом тяжёлого металла, его дозой, формой соединения, в составе которого он присутствует в почве, а также свойствами самой загрязняемой почвы [55].

Необходимо отметить тот факт, что нефть и нефтепродукты, попадая в почву, обогащают ее углеродом, следовательно, способны повысить интенсивность биологической азотфиксации [75]. При увеличении нефтяного загрязнения (до нескольких процентов) почвы, в ней наблюдается увеличение содержания углерода, что стимулирует рост численности в почве свободно живущих азотфиксаторов. Следствием является увеличение концентрации азота в почве, одновременно снижается нитрифицирующая активность, основная часть азота представлена в аммонийной форме [4, 179]. Авторы многих исследований выдвигают предположения, что высокая численность свободноживущих азотфиксаторов в городских почвах, частично экранированных, возможно, связано с наличием загрязнения нефтепродуктами. Известно, что азотфиксатор *Azotobacter chroococcum* принимает участие в окислении углеводородов нефти: в модельных опытах регистрируется уменьшение концентрации углеводородов на 52% при культивировании указанного вида азотфиксаторов на жидкой среде Эшби с нефтью в качестве единственного источника углерода. Надо отметить, что *Azotobacter chroococcum* продолжает свою жизнедеятельность и сохраняет способность к фиксации азота при культивировании на средах с октаном, толуолом, салициллатом [126].

Исследователями отмечается возможность применения микроорганизмов рода *Azotobacter* даже для очистки почв, загрязненных нефтью и нефтепродуктами [181].

Еще одним показателем, позволяющим характеризовать состояние почвы и ее плодородие, является интенсивность нитрификации, так как скорость образования нитратов служит важным показателем активности почв [190].

Условиями, при которых процесс нитрификации протекает наиболее интенсивно, являются: наличие в почве избытка азотистых соединений и возможность создания их запаса, реакция среды близкая к нейтральной, достаточная аэрация почвы. Аналогичные условия считаются благоприятными для роста большинства видов растений, потому интенсивно протекающие процессы нитрификации, независимо от того, в какой форме азот используется для ассимиляции, указывают на благоприятное состояние почвы [86].

Небольшое количество нефтепродуктов (5 г/100 г почвы), попадающих в почву, стимулирует деятельность большинства видов микроорганизмов. Однако, нитрификаторы являются настолько чувствительными к присутствию нефтепродуктов в почве, что их деятельность угнетается любой концентрацией нефтяных углеводородов, то есть, интенсивность процесса нитрификации можно считать одним из наиболее чутких индикаторов "нефтяного" загрязнения почвы [4].

По некоторым литературным данным низкая активность процессов денитрификации, протекающих преимущественно до закиси азота, может свидетельствовать о том, что почва подвергалась засолению, загрязнению тяжелыми металлами или нефтепродуктами. Для мест избыточного увлажнения (на дне оврагов), где накапливается органическое вещество и минеральные соединения азота, может регистрироваться достаточно высокий уровень эмиссии закиси азота; условия, складывающиеся в таких местообитаниях, обеспечивают высокую активность денитрифицирующих бактерий [142].

Загрязнение объектов окружающей среды разного рода поллютантами представляет собой одну из важнейших проблем настоящего времени, поэтому разработка принципов и методов диагностики отрицательного влияния пестицидов, тяжелых металлов, нефти и нефтепродуктов, высоких доз минеральных удобрений и иных поллютантов на почвенную биоту является одной из самых актуальных задач биологии почв [165].

При современных подходах экологическая оценка нарушения почвенного покрова базируется на том, что реакция микробных систем почв при



антропогенных воздействиях различного рода похожа и выражается, главным образом, в изменении состава и численности активно функционирующих популяций микроорганизмов, входящих в сообщество. По И.П. Бабьевой и Г.М. Зеновой [14] последовательность этого изменения в зависимости от концентрации загрязнителя такова (рисунок 1.1): «Сохранение стабильности сообщества (зона гомеостаза) – перераспределение доминирующих популяций (зона стресса) – преимущественное развитие устойчивых популяций (зона резистентности) и полное подавление развития микроорганизмов (зона репрессии)».

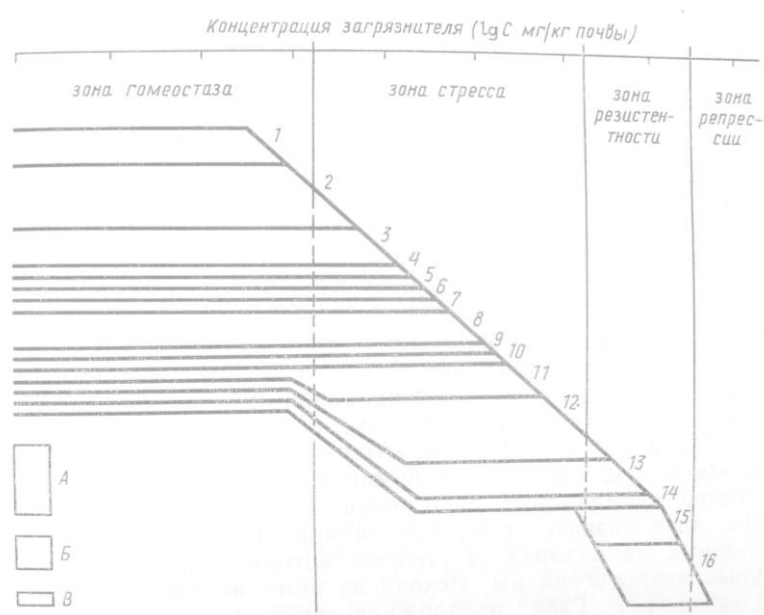


Рисунок 1.1 – Схема последовательных изменений системы почв по градиенту концентрации загрязнителя

Размер зоны гомеостаза характеризует устойчивость почвенной системы по отношению к загрязняющим веществам, зона гомеостаза для разных почв может изменяться в больших пределах. Таким образом, И.П. Бабьева и Г.М. Зенова считают: «Если за норму принять равновесное состояние биоты (в зоне гомеостаза), то степень повреждения оценивается по появлению изменений в сообществе на уровне последующих зон». Одинаковое количество загрязнителя может стать причиной разной степени нарушения системы, потому при нормировании необходимо учесть, что единого значения ПДК для различных почв быть не может. В процессе разработки системы мониторинга состояния

почвы в связи с техногенными нагрузками объединяют все показатели, характеризующие биологическую активность почв [14].

### **1.5. Особенности биологической активности серой лесной почвы**

По типу почвенного покрова во Владимирской области выделяют три зоны: зона серых лесных почв (14,3 % от общей площади почв области), зона дерново-подзолистых среднесуглинистых и легко – суглинистых почв, зона дерново-подзолистых супесчаных и песчаных почв. В городе Владимире преобладают светло-серые лесные почвы [173].

Каждый тип почвы характеризуется определенным уровнем численности микроорганизмов, которая может изменяться по сезонам. Т.В. Аристовская считает: «Пульсационные колебания в весенний, летний и осенний месяцы происходят при разных средних показателях численности и, в общем, отражают закономерности сезонных изменений развития бактерий» [10].

Вообще серые лесные почвы формируются под широколиственными лесами в условиях наличия большого опада, в котором содержится до 8 % зольных элементов. Основания, имеющиеся в почве, нейтрализуют образующиеся гуминовые кислоты. Значение кислотности, характерное для этих почв, меньше, чем для подзолистых, преобладают слабокислые почвы ( $pH = 5,2 - 6,0$ ). Серые лесные почвы Владимирской области в целом характеризуются более благоприятными агрохимическими показателями по сравнению с дерново-подзолистыми. Содержание гумуса в них составляет от 1,9 до 3,7 %; гумусовый горизонт маломощный, содержание подвижного фосфора и обменного калия колеблется от 7,0 до 15,0 мг на 100 г почвы. Мощность гумусового горизонта варьирует от 17 см у светло-серых и до 37 см у темно-серых почв [173]. Для серых лесных почв наблюдается тенденция к замыванию и переуплотнению. Они требуют периодического известкования, углубления пахотного горизонта, а также внесения фосфорных и азотных удобрений [74].

Из микробиотического населения в лесных почвах наиболее широко представлены, многочисленны и активны грибы. Лучше всего здесь представлены и макромицеты, их состав может резко изменяться в связи с лесообразующими породами деревьев. Суммарная биомасса грибного мицелия составляет 3,5-10 % сухой массы подстилки, что значительно выше бактериальной. Также велико в лесных почвах разнообразие дрожжевых грибов [111]. И.П. Бабьева и Г.М. Зенова отмечают: «В их комплекс входят такие типичные для лесных почв виды, как *Candida podzolica*, *Cryptococcus terricolus*, *Lipomyces starkeyi* и представители тремелловых грибов в дрожжевой стадии. Среди микромицетов типичны виды *Mortierella ramanniana*, *Penicillium daleae*, *P. thomii*. Виды *Trichoderma* характерны для подстилок лесных почв». Органические кислоты, выделяемые грибами в ходе разложения подстилки, влияют на минералы почвообразующей породы, разрушая их. Если имеет место промывной водный режим, происходит фильтрация образующихся продуктов через почвенную толщу в виде органоминеральных соединений гумусовых веществ с полуторными окислами [14].

Исследователи отмечают, что в светло-серых почвах в связи с низким содержанием легкогидролизуемых соединений и кислой реакцией среды не обнаруживаются требовательные к субстрату микроорганизмы, например, азотобактер. Процесс нитрификации в них угнетен и слабо развиты целлюлозоразрушающие бактерии [102].

Из бактерий, принимающих участие в круговороте азота, в серых лесных почвах лучше всего представлены олигонитрофилы. Фиксация азота осуществляется сложными комплексами бактерий с грибами, в основном, в подстилке и в верхнем гумусовом горизонте. Процесс автотрофной нитрификации ингибируется, и образование нитратов связано с деятельностью грибов. Из аммонифицирующих бактерий наиболее характерны для указанного типа почв споровые бактерии из группы *Bacillus mycoides* – *B. Cereus*. Серые лесные почвы отличаются значительным участием в процессах разложения опада подстилочных беспозвоночных – сапрофагов и грибов [14].

В литературе есть данные о том, что загрязнение нефтепродуктами серых лесных почв вызывает уменьшение численность бактерий, целлюлозоразрушающих микроорганизмов, ингибирует активность целлюлазы и стимулирует активность уреазы и микроскопических грибов. Микробиологические показатели предложены многими исследователями для применения их в целях мониторинга состояния лесных почв, загрязненных нефтепродуктами [72, 157].

Одно и то же значение реакции среды способно оказывать различное влияние на жизнедеятельность микроорганизмов в разных типах почв. Так, в слабокислых серых лесных почвах уже небольшое снижение значения водородного показателя влечет за собой освобождение алюминия, оказывающего токсический эффект на ряд микроорганизмов; такого не происходит, например, в богатых кальцием черноземах. Поэтому при подкислении серых лесных почв следует более сильное угнетение микробиологических процессов, чем при подкислении в той же мере черноземов. К влиянию алюминия особенно чувствительны актиномицеты, азотобактер и многие водоросли. Грибы и ряд бактерий устойчивы к повышенному содержанию этого элемента. Отчасти поэтому этого серые лесные почвы бедны азотобактером [58].

## **1.6. Выводы к главе 1**

1. Почве принадлежит важнейшая экологическая роль в функционировании всех биоценозов суши и биосферы планеты в целом, поэтому, с экологической точки зрения, очень важно охранять почву от различных видов деградации, в том числе в результате антропогенной деятельности.

2. Показатели биологической активности являются информативными при мониторинге и биодиагностике состояния почв.

3. Наиболее показательной для оценки состояния почв выступает активность микроорганизмов, связанных с круговоротом азота, а также ферментативная активность почвы.

4. Городские почвы являются уникальным местообитанием почвенных микроорганизмов, что отражается на биогеохимических циклах элементов в мегаполисах. В городе почвенный покров испытывает постоянное влияние человеческой деятельности, что, в свою очередь, сказывается на жизнедеятельности комплекса почвенных микроорганизмов, снижается их видовое разнообразие и биологическая активность.

## ГЛАВА 2. ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

### 2.1. Объекты исследования

Исследования проводили в 2010-2014 гг. в г. Владимире, объектами его стали почвы рекреационных территорий города разной площади: скверы, парки, лесопарки, бульвары, аллеи и т.д. Традиционно считается, что почвы этих территорий не подвергаются интенсивному антропогенному воздействию и преобразованию, а следовательно уровень загрязнения таких экосистем не высок, то есть их состояние не должно вызывать опасений. Между тем небольшие по площади рекреационные территории (скверы, бульвары, аллеи), а также окраинные зоны парков и лесопарков в пределах города часто испытывают сильное техногенное влияние, в результате ухудшается состояние растительности и почвы этих территорий. С течением времени в почвах рекреационных территорий города могут формироваться устойчивые ореолы загрязнения, как результат постоянного антропогенного влияния, если почвенный покров указанных территорий не подвергается преобразованиям в виде подсыпки грунта, рекультивации и т.д. За последние десятилетия непосредственно в городе Владимире не создавалось новых парков. Увеличение площади зеленых насаждений происходит лишь формально за счет присоединения новых микрорайонов к муниципальному образованию, например, микрорайона «Оргтруд», микрорайона «Луново» и др., которые раньше являлись поселками и селами области. На территории же самого города наблюдается лишь противоположная тенденция сокращения и деградации парковых территорий, поэтому проблема исследования состояния существующих рекреационных зон стоит очень остро. При разумной эксплуатации лесопаркам, паркам и другим рекреационным территориям города принадлежит значительная роль в оздоровлении окружающей среды. Зеленые насаждения, выполняя средообразующую функцию, оказывают влияние на экологическую обстановку в городе, разрушение почвенного покрова рекреационных зон влечет за собой

уменьшение площади озеленения. Как следствие, разрушается среда обитания человека [32, 47]. В связи с этим существует действительная необходимость исследования зависимости основных функций почв природных комплексов в пределах города от антропогенного и техногенного влияния.

Исследования проводились в г. Владимире на площади свыше 50 га. Отбор образцов почвы был осуществлен по стандартной методике «конверта» [42], пробы отбирали с глубины 0-10 см, 10-20 см и 20-40 см. Исследования почвенного профиля в зонах озеленения проводились до глубины 50 см.

Образцы почвы были отобраны с пробных площадок, заложенных в 3-х крупных парках города (парк «Центральный» - 15,1 га, парк «Добросельский» - 18,5 га, парк «Детский» - 18,96 га), в 1 лесопарке (лесопарк «Дружба» - 267,1 га), в 4-х скверах (сквер «Первомайский» на ул. Никитской - 0,55 га, сквер на ул. 850-летия (зона влияния ОАО «ВТЗ») – 0,48 га, сквер на ул. Добросельской – 0,52 га, сквер на ул. Чайковского – 0,38 га), на бульваре (проспект Строителей), на территории памятника природы «Сосенки» (0,8 га). В парках и лесопарке было заложено по четыре пробные площадки (5мх5м), две из которых располагались в центральной части каждого рекреационного комплекса, удаленной от автомагистралей и иных локальных источников загрязнения, две оставшиеся площадки располагались в окраинных зонах парков. В скверах, на бульваре и на территории памятника природы было заложено по одной пробной площадке.

В ходе исследования в качестве контрольных образцов были отобраны пробы серой лесной почвы на территории Суздальского района Владимирской области. Всего в процессе работы было проанализировано более 260 образцов почвы.

Исследованные рекреационные территории рассредоточены по всей территории г. Владимира, места отбора проб обозначены на карте-схеме (рисунок 2.1).



1. Парк «Добросельский»; 2. Парк «Центральный»; 3. Парк «Детский»; 4. Лесопарк «Дружба»;  
 5. Сквер, ул. 850-летия; 6. Сквер, ул. Никитская; 7. Сквер, ул. Добросельская; 8. Сквер, ул.  
 Чайковского; 9. Бульвар, пр-т Строителей; 10. Памятник природы

Рисунок 2.1 - Карта-схема г. Владимира с местами отбора проб

Древесная и кустарниковая растительность скверов сходная, преобладающими породам являются липа мелколистная, клен остролистный, береза повислая, рябина, ели, лиственницы, кизильник, сирень (рисунок 2.2). В сквере на ул. Тракторной сформирована живая изгородь из пузыреплодника калинолистного.





Рисунок 2.2 – Сквер на улице Добросельской (г. Владимир)

Памятник природы – роща «Сосенки» - представляет собой остатки древнего Ямского бора на стыке коренного берега и второй надпойменной террасы реки Клязьмы. Поэтому помимо эстетического и рекреационного значения (живописный ландшафт в центре города) имеет и значение историко-культурное – как единственный в застроенной части города останец бывших древних боров. В настоящее время в «Сосенках» насчитывается 23 сосны, их возраст – до 125 лет. Среди других старовозрастных деревьев – 2 березы, 2 вяза, 1 ива и 1 рябина.

Бульвар на проспекте Строителей имеет регулярную планировку, основу зеленых насаждений на бульваре создают аллеи березы повислой, между которыми высажены клены, ветла, ракита, ясень высокий и липа мелколистная (рисунок 2.3). По периферии бульвара созданы плотные живые изгороди из боярышника колючего, жимолости татарской, дерена белого и других пород кустарников.



Рисунок 2.3 – Бульвар на проспекте Строителей (г. Владимир)

В парке «Центральный» преобладают насаждения ясеня высокого, тополя, клена американского, липы мелколистной, березы повислой, лиственницы сибирской, рябины обыкновенной и ели европейской в возрасте 35-45 лет. Кроме того, в нем высажены некоторые экзотические породы: ель колючая, каштан конский, орех маньчжурский. Из кустарников преобладают пузыреплодник калинолистный, карагана древовидная и спирея иволистная. Густота древесных насаждений в 2 раза превышает норму. Из-за этого кроны многих деревьев недоразвиты, стволы искривлены. От главного входа в парк отходят лучами липовые, березовые и лиственничные аллеи.

В парке «Добросельский» заложена дорожно-тропиночная сеть, высажены деревья и кустарники, среди которых сосна сибирская (кедр сибирский), туя западная, каштан конский, дуб красный, тополь белый пирамидальный, черемуха Маака.

Парк «Детский» в настоящее время неблагоустроен. Ранее на его территории располагались коллективные вишневые сады. В настоящее время древесная растительность парка представлена фруктовыми деревьями (вишня, яблоня), рябиной, ивой, липой. Из парка открывается живописный вид на

Успенский собор, здание областной администрации. Парк «Детский» имеет значение как объект ботанических экскурсий студентов и школьников.

В лесопарке «Дружба» (рисунок 2.4) выделяют собственно парковую часть, которая сейчас отгорожена и закрыта для проезда автотранспорта, и лесную часть, являющуюся остатком некогда обширного Ямского леса.



Рисунок 2.4 – Территория лесопарка «Дружба» (г. Владимир)

В настоящее время проводится благоустройство парковой части. В лесопарке встречаются следующие растительные ассоциации: дубняк волосистоосоково-снытевый, дубняк лещиново-снытевый, липняк волосистоосоковый, липняк снытевый, сосняк черничный и т.д. Из древесных пород распространены: дуб черешчатый, липа мелколистная, клен остролистный, вяз голый, осина, береза повислая, ольха серая, рябина обыкновенная, черемуха птичья. Из кустарников: лещина обыкновенная, крушина ломкая, калина обыкновенная, шиповник майский и др. [62].

В настоящее время в России аэральные выпадения загрязняющих веществ (особенно опасных тяжелых элементов) представляют собой один из основных источников загрязнения почвы, наряду с гидрогенным загрязнением от поступления промышленных сточных вод в водоемы, осадками сточных вод, органическими и минеральными удобрениями и средствами защиты растений, отвалами золы, шлака, руд, шламов и т.п. [28]. В условиях г. Владимира основной вклад в современное загрязнение почв рекреационных территорий создают атмосферные примеси, поступающие из множественных источников выбросов в

воздух города и рассеивающиеся над его территорией, постепенно попадая на поверхность в процессах сухого осаждения и мокрого выпадения. В качестве значительных источников выбросов выступают различные предприятия города (стационарные источники), расположенные в четырех основных промышленных зонах (рисунок 2.5), а также автомобильный транспорт, находящийся как в личной собственности граждан, так и в собственности предприятий. Количество учтенных источников, оказывающих негативное воздействие на атмосферу г. Владимира по данным 2012 г., составило 24094. Следует отметить, что доля загрязняющих веществ, поступающих в окружающую среду с выбросами автотранспорта, в последние годы существенно превышает валовые выбросы загрязняющих веществ от стационарных источников. Так, валовые выбросы загрязняющих веществ от стационарных источников в 2010 г. составили 6,81 тыс.т/год, в 2011 г. – 8,75 тыс.т/год, в 2012 г. – 5,91 тыс.т./год, в то время как выбросы загрязняющих веществ от автотранспорта составляли в 2010 г. – 33,22 тыс.т/год, в 2011 г. – 31,0 тыс.т/год, в 2012 г. - 31,3 тыс.т/год. Следует отметить рост количества легкового автотранспорта с 309 470 шт. в 2010 г до 398153 шт. в 2012 г. [57].

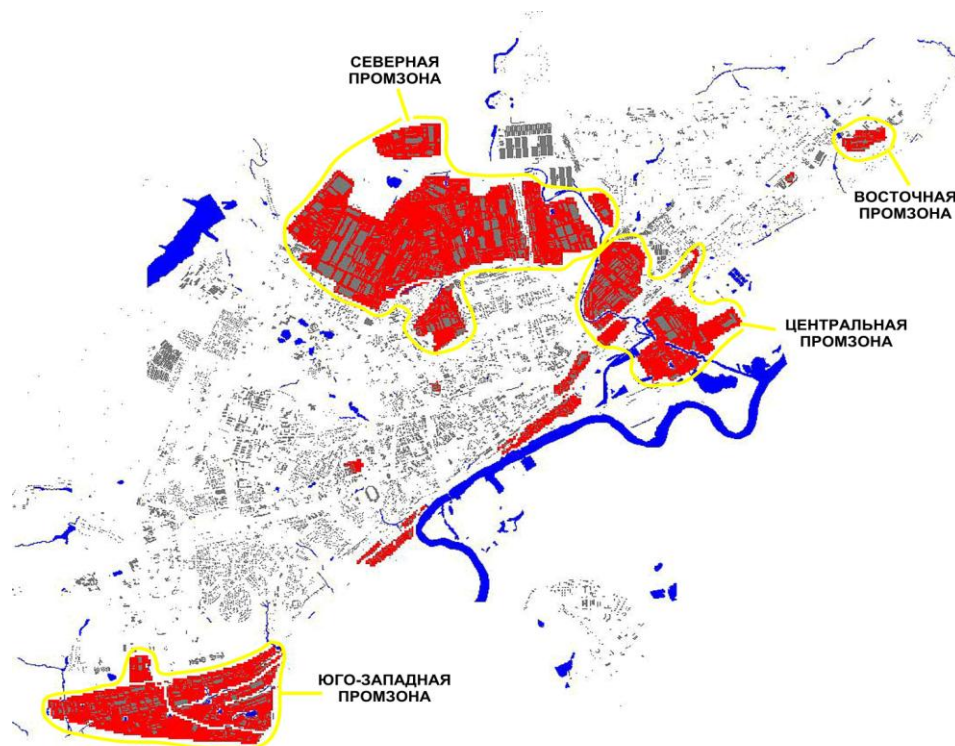


Рисунок 2.5 - Расположение промышленных зон в г. Владимире

Юго-западная промышленная зона г. Владимира, располагающаяся вдоль железной дороги Москва – Нижний Новгород, включает в себя мясокомбинат, завод «Эталон», предприятия строительного комплекса, асфальтобетонный завод, автопредприятия и другие объекты. Другая промышленная зона, расположенная практически в центре города, включает в себя АО «Полимерсинтез», АО «Владимирский химический завод», АО «Автоприбор», ТЭЦ, мебельную фабрику и др. Эти предприятия изначально строились на восточной окраине города, но с разрастанием жилых массивов оказались внутри него. На северной окраине города находится еще одна промышленная зона, в состав которой входят следующие предприятия: ОАО «Владимирский тракторный завод», завод «Точмаш», ОАО «Магнетон», электромоторный и ремонтно-механический заводы, мясокомбинат, троллейбусные парки, ремонтные мастерские и др. Это самая крупная промышленная зона. Промышленная зона на восточной окраине города включает завод керамических изделий, предприятие «Промвентиляция» [156].

Локальными источниками техногенного загрязнения почвенного покрова исследуемых рекреационных территорий можно считать крупные автомагистрали, а также несанкционированные свалки бытовых и строительных отходов вокруг заброшенных зданий и технических объектов, вокруг пикниковых точек.

## **2.2. Методы исследования**

Отбор проб почвы и подготовка их для микробиологических анализов осуществлялись в соответствии с требованиями ГОСТа 14.4.4.02–84 «Охрана природы. Методы отбора и подготовки проб для химического, микробиологического и гельминтологического анализа». Микробиологические характеристики почвы чрезвычайно динамичны, что обуславливает необходимость не только многократных анализов, но и многочисленности исследуемых образцов почв. В таком случае можно получить представление как о

среднем количестве микроорганизмов, так и о диапазоне колебаний количественного и качественного характера в отдельных точках, что позволяет судить о разнообразии, степени разброса и достоверности полученных данных. Отбор проб почвы проводился методом конверта (рисунок 2.6).

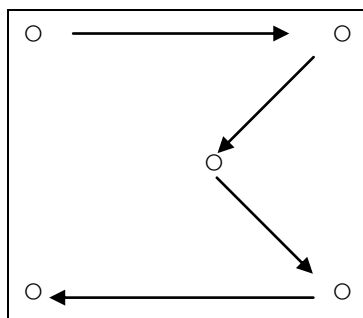


Рисунок 2.6 - Схема отбора образцов почвы с опытных участков

На каждой исследуемой площадке было отобрано пять образцов. Затем образцы с площадки были смешаны и получены репрезентативные (смешанные) образцы, дающие представление об исследуемой площадке.

При таком способе отбора проб есть возможность получить представление о среднем количественном и качественном составе микробиологического населения почвы. Образцы почвы отбирались в стерильные пергаментные пакеты. Каждый образец почвы сопровождался этикеткой, где указывали дату взятия образца, район участка и глубину.

Для взятия пробы почвы стерильным ножом (ГОСТ 23707 - 79) снимали верхний слой почвы (1,5 - 2,0 см), который может быть загрязнен посторонней микрофлорой. Далее лопатой (по ГОСТ 19596 – 87) отбирали 100 - 200 г почвы и помещали в стерильный пергаментный пакет. Разрез закладывали непосредственно перед отбором образцов. Перед тем, как взять пробы, лопаты многократно втыкали в исследуемый почвенный горизонт, что разрешается при необходимости количественного учета почвенных микроорганизмов и грубого качественного анализа.

Образцы почвы для микробиологических исследований высушивали при температуре не выше 30°C. Хранение сухих образцов осуществляли в стерильных

пергаментных пакетах, помещенных в полотняные мешочки. Перед сушкой образцы равномерно распределяли на листах бумаги или полиэтиленовой пленке, в низких кюветах слоем 1 – 1,5 см, удаляли камни, стекло, крупные щепки и иные включения, крупные комки раздавливали гладкой деревянной палочкой. В период высушивания образцы несколько раз перемешивали, а также оберегали от запыления. Измельчение почвы происходило в фарфоровой ступке, просеивание осуществлялось через сито 1 мм [64].

Образцы почвы, в которых необходимо было проконтролировать содержание тяжелых металлов, высушивались при 105 °С в течение часа. Рабочие образцы почвы измельчались до состояния пудры [123].

Отбор и хранение проб почвы для измерения массовой доли нефтепродуктов осуществлялся по ГОСТ 17.4.3.01-83. Влажная почва была высушена при комнатной температуре до воздушно-сухого состояния, затем ее измельчили в фарфоровой ступке, просеяли через сито с величиной ячеей 1 мм [115].

Отбор проб почвы для контроля интегральной токсичности, ее хранение и транспортировка осуществлялись в соответствии с ГОСТ 17.4.4.02-84. Для отбора почв использовались матерчатые мешки. Пробы, предназначенные для исследования на токсичность, не подвергались консервированию, так как это не допускается по ГОСТ 17.4.4.02-84.

Образцы почвы, отобранные с территорий, которые необходимо было проконтролировать на токсичность, освободили от корней, крупных посторонних частиц и высушивали при 105 °С в течение 1 часа. После охлаждения воздушно-сухая проба почвы была растерта в ступке, просеяна через сито с отверстиями в 3 мм и тщательно перемешана [116].

Полученные в ходе исследований результаты измерений подвергались статистической обработке, которая включала расчет результатов анализа и контроль воспроизводимости. В количественных анализах содержание вещества в пробе устанавливали по небольшому числу определений (но не менее трех), для расчета воспроизводимости в этом случае пользовались методами

математической статистики, разработанной для малого числа определений, и проводили с помощью таких критериев, как выборочное среднее, единичное отклонение, стандартное отклонение, доверительный интервал [30].

В процессе исследования проб почвы пользовались следующими методами:

- актуальную кислотность почвы определяли потенциометрическим методом. Ионметрия является разделом прямой потенциометрии, где индикаторным электродом служит ионоселективный электрод. Ионметрия - удобный и современный экспрессный метод: продолжительность анализа зависит от времени подготовки проб, так как само измерение занимает 1-2 минуты. От прочих методов ионметрия отличается, прежде всего, простотой методики и относительной дешевизной измерительных приборов [118, 169];

- содержание тяжелых металлов в исследованных почвах измеряли, используя технологию рентгеноспектрального анализа. Измерения осуществлялись с помощью рентгенофлуоресцентного кристалл-дифракционного сканирующего спектрометра «СПЕКТРОСКАН МАКС G». В работе прибора задействован источник первичного рентгеновского излучения (рентгеновская трубка), необходимый для облучения анализируемого объекта, в результате чего сам объект начинает излучать (флуоресцировать) в рентгеновском диапазоне. Спектральный состав этого вторичного излучения адекватно отражает элементный состав анализируемого образца.

Для исследований с помощью спектрометра использовали гомогенные твердые пробы почвы. Рабочие образцы измельчались до состояния пудры. Образцы, поступающие на анализ, представляли собой воздушно-сухой порошок, выход фракции 71 мкм не менее 95 %. Растертая почва для измерения содержания тяжелых металлов спрессовывалась в таблетку. Образцы помещали в специальные кюветы, входящие в комплект прибора, а затем в спектрометр.

Поверхность образца должна была плотно прилегать к внутренней части кюветы и не иметь возможности деформироваться в процессе измерений, так как это могло привести к повреждению входного окна. Выступление образца за пределы кюветы не допускалось [123];



- измерения массовой доли нефтепродуктов в пробах почвы проводились по ПНДФ 16.1.21-98 «Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в пробах почв на анализаторе жидкости «Флюорат-02-2М»». Флуориметрический метод измерения массовой доли нефтепродуктов в почве основан на их экстракции из образца гексаном и измерении интенсивности флуорисцентности очищенного экстракта [115];

- определение активности роста свободноживущих азотфиксирующих микроорганизмов рода *Azotobacter* в исследуемых пробах почвы осуществляли методом посева на твердые питательные среды, который является широко распространенным в почвенной микробиологии. Азотобактер принадлежит к группе микроорганизмов, особенно тесно связанных с корнями растений и почвенными частицами. В связи с этим для получения накопительных культур азотобактера в качестве посевного материала выступает непосредственно почва. Навеску почвы увлажняли дистиллированной водой до пастообразного состояния и микробиологической петлей или иглой раскладывали комочки правильными рядами – 50 комочков на каждую чашку Петри на среду Эшби [120].

Элективными условиями для азотобактера являются аэрация, отсутствие в питательной среде азота и наличие в среде фосфора и кальция, к которым требователен азотобактер. Поэтому для выделения *Azotobacter* из почвы используют безазотистую среду Эшби. Состав питательной среды (г/л воды): маннит – 20,0;  $K_2HPO_4$  – 0,2;  $MgSO_4$  – 0,2; NaCl – 0,2;  $K_2SO_4$  – 0,1;  $CaCO_3$  – 5,0.

К жидкой среде Эшби добавляли 2% агара, среду разваривали до расплавления агара и стерилизовали при 1,5 атм. в течение 20 минут в автоклаве. После стерилизации питательную среду разливали в чашки Петри по 20 – 25 мл.

Условия культивирования: закрытые чашки помещают во влажную камеру (эксикатор), которую выдерживают в термостате при 28 – 30 °С 5 – 7 суток.

Регистрация результатов: о наличии азотобактера в анализируемых образцах свидетельствовало появление характерных колоний вокруг разложенных комочков почвы. Колонии *Azotobacter chroococcum* обычно слизистые, имеют тестообразную консистенцию, белые, непрозрачные, с возрастом становятся

коричневыми за счет образования коричневатого пигмента, который появляется на 4 - 6-е сутки инкубирования.

Для количественного учета азотобактера в исследуемой почве вели учет числа комочков, давших начало колониям, затем вычисляли процент их от общего числа высеянных комочков почвы на чашку Петри [119, 141];

- при исследовании уреазной активности почвы пользовались экспресс-методом определения по Т.В. Аристовской. Анализируемые образцы очищали от неразложившихся растительных остатков. Почву подвергали измельчению, затем просеивали через сито с размером ячеек 1 мм. Навеску почвы равную 50 г помещали в чашку Петри. Мочевину в количестве 0,5 г на чашку растворяли в небольшом количестве воды, затем добавляли в каждую чашку. Полоску фильтровальной бумаги пропитывали универсальным или другим работающим в широком диапазоне рН индикатором, крепили к внутренней поверхности крышки чашки Петри.

В процессе разложения мочевины происходит активное образование летучей щелочи – аммиака, как следствие, воздух над почвой постепенно приобретает щелочную реакцию. Цвет индикаторной полоски изменяется в соответствии с изменениями рН среды. После добавления мочевины чашки Петри помещали во влажную камеру (эксикатор с водой), а затем в термостат. Значения рН регистрировались через каждый час в течение 8 часов и затем на следующий день. Скорость увеличения щелочности воздуха над почвой являлась показателем биологической активности почвы.

В качестве контроля использовали чашки без почвы, содержавшие растворенную в небольшом количестве воды мочевины и снабженные прикрепленными к крышке индикаторными полосками. Навески мочевины в контрольных чашках соответствовали навескам, вносившимся в чашки Петри с почвой [11];

- определение интегральной токсичности водных вытяжек из проб почвы осуществлялось в соответствии с ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04 «Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и

отходов по изменению интенсивности бактериальной биолюминесценции тест-системой «Эколюм»».

Количественные оценки тест-реакции выражались в виде безразмерной величины - индекса токсичности «Т» и функциональными токсикологическими параметрами EC20 и EC50.

Методика допускает три пороговых уровня индекса токсичности:

- 1) допустимая степень токсичности образца: индекс токсичности Т меньше 20;
- 2) образец токсичен: индекс Т равен или больше 20 и меньше 50;
- 3) образец сильно токсичен: индекс токсичности Т равен или более 50 [116];

- измерение каталазной активности осуществлялось перманганатометрическим методом Джонсона и Темпле, каталазную активность выражали в мл  $\text{KMnO}_4$  на 1 г почвы за 20 минут [118];

- для определения нитрифицирующей активности почвы из подготовленного почвенного образца отбирали навеску в 100 г и помещали в стерильную колбу Эрленмейера на 250 мл. Почву смачивали до 60 % полной влагоемкости, добавляли к ней 0,1 г сульфата аммония и 0,2 г карбоната кальция, перемешивали, закрывали ватной пробкой, взвешивали и помещали в термостат при 27-28 °С на 30 суток. Контролем служила почва без сульфата аммония. Влажность почвы должна быть постоянной. Для этого каждые 7 суток колбы взвешивали и стерильной дистиллированной водой доводили влажность до первоначального уровня [152]. По окончании опыта проводили определение содержания нитратов в опытных и контрольных почвах. Концентрацию нитратов определяли потенциометрически по ГОСТ 26951-86 [44, 97, 118];

- определение целлюлозолитической активности почвы производили аппликационным методом. При этом методе учитывают изменение веса заложенных в почву целлюлозных материалов (льняного полотна, бумаги, целлофана и др.). В ходе эксперимента нами использовалась неотбеленная тонкая льняная ткань. Навески почвы массой 50 г, предварительно освобожденные от растительных остатков, поместили в стерильные чашки Петри, затем стерильную льняную ткань заложили в чашки, придавили почвой. Почву смачивали до 60 %

полной влагоемкости. Использовались квадраты стерильной льняной ткани размером 5x5 см. Чашки Петри с почвой и тканью выдерживались в термостате 30 суток при постоянной температуре 27-28 °С. Влажность почвы должна быть постоянной. Для этого каждые 7 суток колбы взвешивали и стерильной дистиллированной водой доводили влажность до первоначального уровня.

Через месяц плотно осторожно извлекли, отмыли от почвы и продуктов разложения, подсушили и взвесили. По убыли в весе судили об интенсивности процесса разрушения клетчатки. Начальный вес ткани узнавали путем определения среднего веса 25 см<sup>2</sup> ткани или начального веса ткани, закладываемой в почву. Д.Г. Звягинцевым предложена следующая шкала оценки биологической активности почв по интенсивности разрушения клетчатки (% разложившегося полотна): очень слабая < 10 %, слабая - 10-30 %, средняя - 30-50 %, сильная - 50-80 %, очень сильная > 80 % [167];

- гидролитическую кислотность почвы определяли по методу Каппена. Эта форма кислотности обусловлена ионами водорода, более прочно связанными в почвенном поглощающем комплексе и способными обмениваться на основания только в нейтральной или щелочной среде. В качестве гидролитически щелочной соли применяется уксуснокислый натрий, который в водном растворе образует слабо диссоциирующую кислоту и сильное основание – рН раствора 8,2. Гидролитическую кислотность выражали в миллиграмм-эквивалентах на 100 г почвы [7, 118];

- определение углерода органических соединений почвы проводилось по методу Тюрина. Мокрое озоление органических соединений почвы хромовой смесью проводят в колбах на электрической плитке. О количестве углерода, содержавшегося в органических соединениях, судят по количеству оставшегося неизрасходованным бихромата калия, которое определяют титрованием солью Мора [118];

- определение содержания обменного аммония проводилось на фотоэлектроколориметре. Основная часть аммонийного азота в почве находится в поглощенном или обменном состоянии и легко вытесняется из

почвеннопоглощающего комплекса другими катионами, например натрием или калием; поэтому определение содержания аммонийного азота в почве проводят в солевой вытяжке. Окрашенный раствор колориметрируют через 5-7 минут. Колориметрирование проводят с синим светофильтром, длина волны 400-440 нм [118];

- в процессе исследования почвенного профиля на рекреационных территориях проводилось определение плотности верхнего слоя почвы, так как почва в зонах указанного типа подвергается вытаптыванию и часто бывает переуплотненной. Пробы для определения влажности почвы брали лопатой из прикопки, помещали в алюминиевый стаканчик, его взвешивали на теххимических весах с точностью до 0,01 г, наполняли на 1/3 часть его почвой, закрывали крышкой и взвешивали. Затем крышку снимали и надевали на дно стаканчика. Потом открытый стаканчик помещали в термостат и сушили при температуре 105 С<sup>0</sup> до постоянного веса.

Влажность почвы вычисляли по формуле:

$$W = B/m_c * 100 \%, \quad (2.1)$$

где W – влажность почвы, %;

B – масса испарившейся влаги, г;

m<sub>c</sub> – масса абсолютно сухой почвы, г.

Плотность почвы вычисляли по формуле:

$$D_v = 100 * m_b / (100 + w) * V, \quad (2.2)$$

где D<sub>v</sub> - плотность почвы, г/см<sup>3</sup>;

m<sub>b</sub> – масса влажной почвы, г;

w – влажность почвы, %;

V – объем цилиндра, см<sup>3</sup> [22, 76].

## ГЛАВА 3. РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

### 3.1. Агрохимические свойства почвы рекреационных территорий г. Владимира

Исследования почвенного профиля рекреационных территорий проводились до глубины 50 см, присутствовал поверхностный органоминеральный горизонт урбик мощностью 8-12 см, профиль исследованных почв частично нарушен, обнаружены включения бытового характера (битое стекло, строительный мусор, полиэтиленовые пакеты и пр.). Исходные почвы, на которых были сформированы рекреационные зоны города, - серые лесные. Почвы рекреационных территорий города классификационно следует отнести к антропогенно-поверхностнопреобразованным (горизонт урбик мощностью менее 50 см), или – урбопочвам [146].

По гранулометрическому составу исследованные почвы характеризуются как легкие и средние суглинки, такие почвы обладают лучшим комплексом свойств по сравнению с другими глинистыми почвами. Структура почв рекреационных территорий изменяется от зернистой до комковатой, такой характер почвенных структурных отдельностей является достаточно благоприятным для всех видов растений. Значение структуры состоит в том, что она положительно влияет на водный, воздушный, тепловой, окислительно-восстановительный, микробиологический и питательный режимы почвы.

Вследствие рекреационной нагрузки наблюдается некоторое уплотнение поверхности почвы исследованных территорий; объемная плотность верхнего слоя почвы изменялась в пределах  $1,32 - 1,58 \text{ г/см}^3$  для различных зеленых зон города, при оптимальном диапазоне плотности для нормального функционирования легкосуглинистых почв  $1,1 - 1,4 \text{ г/см}^3$ , именно при указанных значениях объемной плотности почвы лучше всего развивается большая часть видов растений, это оптимальные условия для формирования корневой системы [21].

По агрохимическим характеристикам исследованные почвы отличаются от естественных некультуренных серых лесных почв Владимирской области (таблица 3.1). Изучение свойств почвы рекреационных зон показало, что для них обнаруживается выраженное снижение гидролитической кислотности, что может объясняться воздействием на почвенный покров строительной пыли, техногенных выбросов промышленных предприятий и т.п.

Таблица 3.1 - Агрохимические свойства почв рекреационных территорий г. Владимира (глубина отбора проб 0-10 см)

№ п/п	Место отбора почвенных проб	pH <sub>вод.</sub>	Hг., мг·экв/100 г почвы	Сорг., %	N-NH <sub>4</sub> , мг/100 г почвы	N-NO <sub>3</sub> , мг/100 г почвы
1	Парк «Центральный»	7,45±0,11	1,97±0,04	2,13±0,03	1,56±0,05	3,47±0,02
2		7,15±0,10	2,42±0,04	2,10±0,04	2,19±0,05	4,82±0,05
3	Парк «Добросельский»	7,52±0,12	2,53±0,05	1,99±0,03	2,40±0,04	3,73±0,03
4		7,35±0,10	2,66±0,06	2,50±0,05	1,68±0,05	4,32±0,03
5	Лесопарк «Дружба»	6,97±0,06	2,77±0,05	1,50±0,04	2,10±0,03	8,06±0,05
6	Сквер, ул.Никитская	7,20±0,11	1,95±0,05	1,19±0,02	3,02±0,03	4,13±0,04
7	Сквер, ул. 850-летия	6,80±0,06	1,93±0,03	1,84±0,02	2,60±0,03	2,13±0,03
8	Бульвар (пр-т Строителей)	7,70±0,10	1,34±0,03	2,06±0,02	4,65±0,02	2,91±0,03
9	Лес (контроль)	6,04±0,05	1,03±0,03	1,65±0,04	1,23±0,02	3,45±0,03

Актуальная кислотность (pH<sub>вод.</sub>) является важной характеристикой при исследовании деградационных изменений почв урбанизированных территорий. Значение pH<sub>вод.</sub> зависит от множества взаимодействующих природных и техногенных факторов и служит информативным показателем возможного содержания питательных веществ в почве, пригодности ее для произрастания растений и т.п.

Результаты измерений актуальной кислотности почвы рекреационных зон города представлены в таблице 3.2.

Таблица 3.2 - Актуальная кислотность исследуемых образцов почвы

Номер образца почвы	Глубина отбора, см	Тип территории	Значение актуальной кислотности	
1	0-10	Парк «Центральный»	7,45±0,11	
2	10-20		7,28±0,09	
3	20-40		7,14±0,1	
4	0-10		7,15±0,1	
5	10-20		7,23±0,11	
6	0-10		7,80±0,12	
7	10-20		7,61±0,08	
8	20-40		7,13±0,11	
9	0-10		7,59±0,1	
10	10-20		7,45±0,09	
11	0-10	Парк «Добросельский»	7,52±0,12	
12	10-20		6,93±0,1	
13	20-40		6,89±0,1	
14	0-10		7,35±0,1	
15	10-20		6,95±0,11	
16	0-10		7,60±0,12	
17	10-20		6,60±0,08	
18	0-10		7,53±0,11	
19	10-20		7,48±0,11	
20	0-10	Лесопарк «Дружба»	6,36±0,09	
21	10-20		6,36±0,1	
22	0-10		7,76±0,11	
23	10-20		7,35±0,11	
24	0-10		6,97±0,06	
25	10-20		6,68±0,09	
26	0-10		7,68±0,1	
27	10-20		6,20±0,11	
31	0-10	Бульвар, пр-т Строителей	6,87±0,1	
32	10-20		6,47±0,12	
33	0-10	Скверы	6,80±0,06	
34	10-20		7,07±0,09	
35	0-10		6,85±0,09	
36	10-20		6,60±0,08	
37	0-10		6,56±0,08	
38	10-20		6,32±0,1	
39	0-10		7,20±0,11	
40	10-20		7,08±0,1	
41	0-10		Парк «Детский»	6,34±0,1
42	10-20			6,24±0,08
49	0-10	6,18±0,08		
50	10-20	5,96±0,07		
43	0-10	Памятник природы	6,76±0,07	
44	10-20		7,01±0,1	
45	0-10	Лес (контроль)	6,01±0,08	
46	10-20		5,50±0,08	
47	0-10		6,04±0,05	



Реакция среды почвы скверов, бульвара, окруженных автомагистралями с высокой плотностью потока автотранспорта, нейтральная либо близка к нейтральной, в некоторых образцах слабощелочная. Значения актуальной кислотности почвы парков и лесопарка отличаются от фоновых ее значений, характерных для почв Владимирской области. Актуальная кислотность почвы большинства исследованных образцов понижена по отношению к контролю, так как серые лесные почвы области характеризуются слабокислой реакцией ( $pH = 5,2 - 6,0$ ). Среднее значение  $pH_{вод.}$  почвы рекреационных территорий составило 6,8, максимальное – 7,8, минимальное – 5,96.

В 46 % проб обнаруживается смещение в щелочную сторону. В основном наблюдается следующая закономерность: верхний горизонт почвы отличается меньшей кислотностью по сравнению с нижним горизонтом, что свидетельствует о техногенном загрязнении почвы. Эффект подщелачивания верхних слоев почвенного покрова достигается, вероятно, в результате попадания в почву через поверхностный сток хлоридов кальция и натрия, а также других солей, которые используют для посыпания тротуаров и дорог в зимнее время года. Другой причиной могут быть щелочные пылевые выпадения, а также соединения кальция, которые высвобождаются под действием кислотных осадков из обломков строительных материалов, цемента и кирпича, имеющих щелочную среду, в местах несанкционированных свалок и скопления мусора на территории рекреационных зон. Изменение кислотно-щелочных свойств почвы на территории крупных городов в сторону подщелачивания отмечается многими исследователями [59, 170].

Корреляционный анализ позволил выявить связь между значениями актуальной кислотности в почвенных слоях (рисунок 3.1), оцениваемую как тесную положительную, коэффициент корреляции равен 0,71 (учитывались статистически значимые на 5-% уровне коэффициенты корреляции).

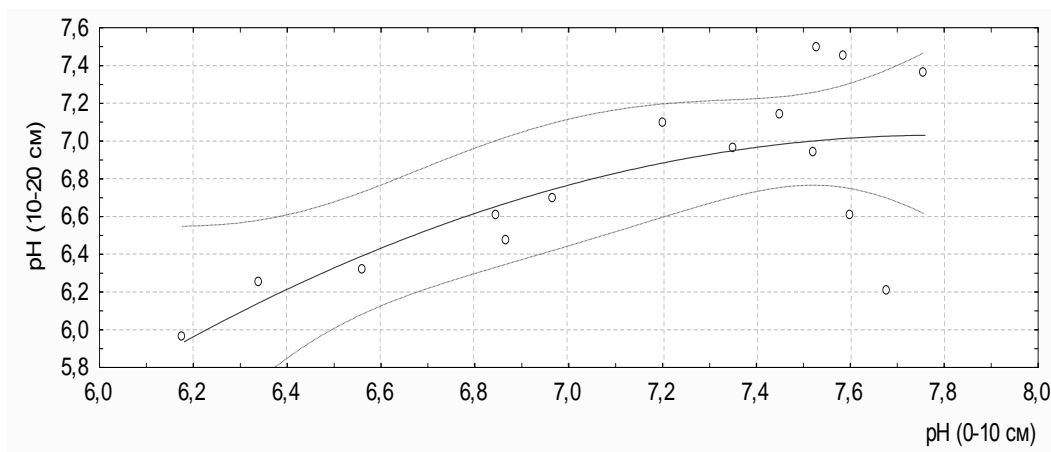


Рисунок 3.1 - Корреляция значений актуальной кислотности в почвенных слоях

Исследованные почвы отличаются низким содержанием органического углерода и обменного аммония, в то же время запас аммонийного азота превышает таковой в почвах области (таблица 3.1), вероятно, за счет более высокого содержания органики вследствие загрязнения бытовым мусором, выгула собак и т.д. Соответственно, в таких почвах должна наблюдаться более высокая активность аммонифицирующих бактерий.

Содержание нитратного азота было наибольшим в почве лесопарка «Дружба», то есть в почвенном покрове указанной территории активнее протекают процессы нитрификации, что представляется вполне закономерным, так как почва лесопарка характеризуется более благоприятными агрохимическими свойствами по сравнению с почвами других парков. Почвенный покров на указанной территории испытывает меньшую антропогенную и рекреационную нагрузку, по сравнению с другими рекреационными территориями, поэтому отличается и более благоприятным режимом аэрации. Показатели актуальной кислотности варьируют в пределах 6,97 – 7,76. Кроме того, площадь лесопарка больше площади исследованных парков города. Все перечисленные факторы, вероятно, и обуславливают достаточно высокую интенсивность процессов нитрификации в почве лесопарка «Дружба» и, следовательно, относительно высокое содержание в ней нитратного азота.

### 3.2. Загрязнение почвенного покрова рекреационных территорий г. Владимира тяжелыми металлами

Как было отмечено, почвы рекреационных зон г. Владимира относятся к легким и средним суглинкам, кроме того, они характеризуются преимущественно нейтральной реакцией среды. В силу своих свойств почва исследованных зон обладает относительно высокой адсорбционной способностью и может удерживать тяжелые металлы, особенно в верхних горизонтах. В таких почвах количество токсических соединений, которые могут быть вымыты в грунтовые воды и поглощены растениями, значительно меньше, чем в песчаных кислых почвах. Однако, при этом существует большой риск в увеличении концентрации элементов I – III класса опасности до токсичной, что вызывает нарушение равновесия физических, химических и биологических процессов в почве. Отмечается, что тяжелые металлы, удерживаемые почвой, могут существенно ограничивать биологическую деятельность в ней, ингибируя процессы нитрификации, которые имеют большое значение для плодородия почв [86]. Исследования состояния почвы рекреационных зон города показали, что в ней действительно локально накапливаются тяжелые металлы, часто в концентрациях выше предельно допустимых. В таблице 3.3 представлены результаты анализа валового содержания тяжелых металлов в почвенном покрове исследованных рекреационных территорий г. Владимира.

Таблица 3.3 - Результаты анализа загрязнения почвы рекреационных территорий г. Владимира тяжелыми металлами

	Свинец	Цинк	Марганец	Кобальт	Хром	Никель
Фоновый уровень элемента в почве, мг/кг	14,9	47,3	609,0	4,6	84,8	35,7
Предельно допустимая концентрация (ПДК) элемента в почве, мг/кг	46,8	71,9	1147,0	16,7	101,8	113,5
Превышение от общего количества проб к предельно допустимой концентрации (ПДК) элемента в почве, %	40,4	55,3	10,6	12,8	0	0

То есть из числа тяжелых металлов основными поллютантами почвы исследованных территорий являются свинец и цинк, превышение от общего количества проб к верхней оценке границы концентрации для марганца и кобальта незначительное. Содержание хрома и никеля в исследованных образцах было выше фонового, но не превышало установленных значений ПДК.

В почву парков и скверов тяжелые металлы могут попадать из атмосферы в виде аэрозолей, входящих в состав выбросов промышленных предприятий, а также с дождем и снегом. Источником, вносящим большой вклад в загрязнение почвы тяжелыми металлами, является дорожно-транспортный комплекс [15, 135]. Результаты определения микроэлементов, относящихся к I-III классам опасности, в почвах рекреационных территорий города приведены в таблице 3.4.

Таблица 3.4 - Распределение тяжелых металлов в почвах рекреационных зон г. Владимира

Номер п/п	Глубина отбора, см	Тип территории	Валовое содержание тяжелых металлов в почве, мг/кг					
			Pb	Zn	Co	Ni	Cr	Mn
1	0-10	Парк «Центральный»	51,5 ±0,8	117,3 ±0,7	13,6 ±0,02	37,6 ±0,6	94,2 ±0,7	999,6 ±0,7
2	10-20		42,8 ±0,7	115,3 ±0,7	10,4 ±0,04	37,7 ±0,6	84,8 ±0,7	975,6 ±0,6
3	20-40		48,9 ±0,7	84,9 ±0,7	9,7 ±0,06	34,9 ±0,6	91,2 ±0,7	891,5 ±0,6
4	0-10		28,5 ±0,6	88,4 ±0,8	3,1 ±0,06	33,5 ±0,6	80,6 ±0,6	865,3 ±0,6
5	10-20		20,2 ±0,6	81,6 ±0,8	9,0 ±0,06	34,7 ±0,5	76,4 ±0,6	954,5 ±0,5
6	0-10		30,2 ±0,6	112,8 ±0,8	5,8 ±0,02	36,5 ±0,5	85,1 ±0,7	956,4 ±0,7
7	10-20		24,3 ±0,7	99,3 ±0,7	14,5 ±0,02	38,7 ±0,4	85,4 ±0,7	1032,7 ±0,7
8	20-40		9,2 ±0,3	70,7 ±0,6	14,7 ±0,06	43,1 ±0,6	80,8 ±0,6	1311,6 ±0,7
9	0-10		67,2 ±0,7	130,0 ±0,7	0,9 ±0,01	17,4 ±0,4	63,2 ±0,4	325,5 ±0,5
10	10-20		46,9 ±0,7	112,6 ±0,7	4,4 ±0,01	23,8 ±0,4	51,8 ±0,6	286,6 ±0,3
11	0-10	Парк «Добросельский»	14,3 ±0,3	75,4 ±0,6	8,5 ±0,06	36,1 ±0,3	73,2 ±0,4	922,2 ±0,3
12	10-20		12,2 ±0,3	62,2 ±0,6	12,9 ±0,03	34,7 ±0,6	77,8 ±0,3	1047,3 ±0,6
13	20-40		8,4 ±0,3	56,9 ±0,6	9,7 ±0,06	33,8 ±0,5	82,2 ±0,7	844,2 ±0,6

Продолжение таблицы 3.4

Номер п/п	Глубина отбора, см	Тип территории	Валовое содержание тяжелых металлов в почве, мг/кг					
			Pb	Zn	Co	Ni	Cr	Mn
14	0-10	Парк «Добросельский»	5,6 ±0,2	59,6 ±0,5	6,2 ±0,03	30,9 ±0,4	74,7 ±0,5	758,6 ±0,1
15	10-20		4,5 ±0,2	58,4 ±0,6	7,2 ±0,03	30,3 ±0,4	74,4 ±0,4	748,7 ±0,6
16	0-10		19,8 ±0,5	78,1 ±0,7	18,9 ±0,07	47,4 ±0,6	97,7 ±0,7	721,6 ±0,6
17	10-20		9,1 ±0,3	59,3 ±0,6	14,7 ±0,07	45,7 ±0,6	101,6 ±0,7	610,9 ±0,4
18	0-10		35,4 ±0,6	65,3 ±0,6	10,8 ±0,06	36,3 ±0,4	84,5 ±0,7	696,3 ±0,4
19	10-20		17,1 ±0,5	63,8 ±0,6	19,7 ±0,07	40,5 ±0,4	90,7 ±0,7	884,7 ±0,6
20	0-10		Лесопарк «Дружба»	75,1 ±0,7	32,6 ±0,7	2,8 ±0,03	5,8 ±0,4	63,8 ±0,4
21	10-20	61,6 ±0,7		30,9 ±0,6	6,9 ±0,03	14,9 ±0,4	59,8 ±0,4	306,3 ±0,4
22	0-10	79,5 ±0,6		91,6 ±0,8	5,3 ±0,03	28,3 ±0,4	80,1 ±0,6	1176,3 ±0,7
23	10-20	57,9 ±0,6		73,0 ±0,7	1,4 ±0,02	26,9 ±0,6	65,9 ±0,4	1068,4 ±0,7
24	0-10	47,2 ±0,6		39,5 ±0,6	6,2 ±0,02	17,4 ±0,4	63,7 ±0,4	1361,7 ±0,8
25	10-20	54,0 ±0,7		24,8 ±0,6	7,9 ±0,04	14,3 ±0,3	50,9 ±0,5	1049,2 ±0,7
26	0-10	28,6 ±0,5		54,8 ±0,6	13,9 ±0,05	28,3 ±0,4	79,5 ±0,6	1259,4 ±0,7
27	10-20	28,4 ±0,7		49,8 ±0,7	20,1 ±0,04	25,8 ±0,3	79,6 ±0,4	1310,9 ±0,6
28	0-10	Бульвар, пр-т Строителей		39,5 ±0,3	106,9 ±0,8	15,6 ±0,04	43,3 ±0,6	80,5 ±0,7
29	10-20		54,5 ±0,4	105,5 ±0,8	8,8 ±0,03	31,9 ±0,5	72,9 ±0,4	756,2 ±0,6
30	0-10	Скверы	71,4 ±0,7	165,6 ±0,8	10,2 ±0,03	38,4 ±0,2	82,2 ±0,7	656,6 ±0,6
31	10-20		75,7 ±0,7	94,2 ±0,8	7,2 ±0,02	35,8 ±0,2	97,5 ±0,7	644,1 ±0,5
32	0-10		29,1 ±0,5	88,2 ±0,8	9,1 ±0,02	36,9 ±0,4	79,3 ±0,4	856,0 ±0,5
33	10-20		21,4 ±0,5	79,4 ±0,8	12,1 ±0,4	37,2 ±0,5	82,7 ±0,7	935,2 ±0,6
34	0-10		51,8 ±0,7	93,2 ±0,7	8,9 ±0,05	19,9 ±0,4	66,7 ±0,4	444,1 ±0,3
35	10-20		41,7 ±0,7	68,5 ±0,7	20,3 ±0,03	37,5 ±0,5	81,6 ±0,7	573,6 ±0,7
36	0-10		62,5 ±0,7	158,1 ±0,8	27,1 ±0,04	23,1 ±0,6	83,3 ±0,6	781,4 ±0,7
37	10-20		45,2 ±0,5	107,5 ±0,8	47,3 ±0,02	13,1 ±0,4	95,9 ±0,7	1030,8 ±0,6

Продолжение таблицы 3.4

Номер п/п	Глубина отбора, см	Тип территории	Валовое содержание тяжелых металлов в почве, мг/кг					
			Pb	Zn	Co	Ni	Cr	Mn
38	0-10	Парк «Детский»	35,2 ±0,5	52,7 ±0,6	10,2 ±0,05	35,5 ±0,5	83,9 ±0,6	548,7 ±0,4
39	10-20		29,5 ±0,3	191,1 ±0,8	16,4 ±0,07	62,4 ±0,6	24,8 ±0,3	528,9 ±0,6
40	0-10		51,6 ±0,7	132,3 ±0,8	7,3 ±0,05	30,3 ±0,5	80,2 ±0,6	831,2 ±0,7
41	10-20		49,3 ±0,6	118,5 ±0,7	10,5 ±0,04	28,6 ±0,5	77,9 ±0,4	689,4 ±0,3
42	0-10	Памятник природы	59,9 ±0,6	105,1 ±0,8	5,0 ±0,04	26,9 ±0,5	69,9 ±0,3	858,4 ±0,6
43	10-20		95,9 ±0,8	161,0 ±0,7	3,9 ±0,02	26,1 ±0,5	68,7 ±0,3	947,1 ±0,6
44	0-10	Лес (контроль)	15,6 ±0,3	49,2 ±0,7	3,6 ±0,02	31,9 ±0,6	77,0 ±0,6	609,3 ±0,4
45	10-20		17,8 ±0,3	38,1 ±0,8	3,7 ±0,02	38,4 ±0,6	84,0 ±0,7	559,8 ±0,5
46	0-10		16,8 ±0,3	42,5 ±0,6	5,3 ±0,04	29,7 ±0,6	78,4 ±0,4	709,1 ±0,5
47	10-20		13,7 ±0,2	37,3 ±0,5	4,2 ±0,03	28,1 ±0,3	73,3 ±0,6	685,7 ±0,5
Фоновый уровень элемента в почве, мг/кг			14,9	47,3	4,6	35,7	84,8	609,0
ПДК элемента в почве, мг/кг			46,8	71,9	16,7	113,5	101,8	1147,0

По степени накопления тяжелых металлов почвы центральной части парков, расположенные вдали от автомобильных дорог и потенциальных источников загрязнения (несанкционированные свалки бытовых и строительных отходов), в основном соответствуют характеристикам фонового содержания тяжелых металлов в почвах области. Хотя по некоторым показателям наблюдается превышение ПДК, так например, обнаружено превышение по содержанию цинка, точечное превышение по содержанию свинца, марганца и кобальта. В то же время в зонах парка, подвергающихся влиянию автомобильных дорог и локальных источников загрязнения, выявлено превышение фонового содержания

большинства определяемых тяжелых металлов в 1,5-4 раза, а также превышение ПДК по содержанию свинца в 1,4 – 1,7 раза, по содержанию цинка – в 1,2 – 1,8 раза. Повышенное содержание свинца опасно, так как этот элемент отрицательно влияет на биологическую деятельность в почве, ингибирует активность ферментов, свинец из почв поступает в растения и накапливается в них [13, 193]. Вероятно, благодаря средозащитной функции зеленых насаждений происходит снижение содержания тяжелых металлов в почве центральной части рекреационных зон, так как сдерживается аэральное распространение металлов вглубь парков, обусловленное их преимущественным нахождением в составе фракции пыли.

В целом результаты обследования показали, что интенсивность аккумуляции тяжелых металлов в почве парков убывает в ряду:  $Zn > Pb > Co > Mn > Cr > Ni$ . Анализ полученных данных позволяет заключить, что основными поллютантами почвы исследованных рекреационных территорий среди тяжелых металлов являются цинк и свинец. Такие выводы соответствуют результатам изучения содержания тяжелых металлов в почве г. Владимира, полученным другими исследователями (Феоктистова, 2012). Так, превышение значений фонового содержания цинка наблюдается по данным И.Д. Феоктистовой практически на всей территории г. Владимира (рисунок 3.2).

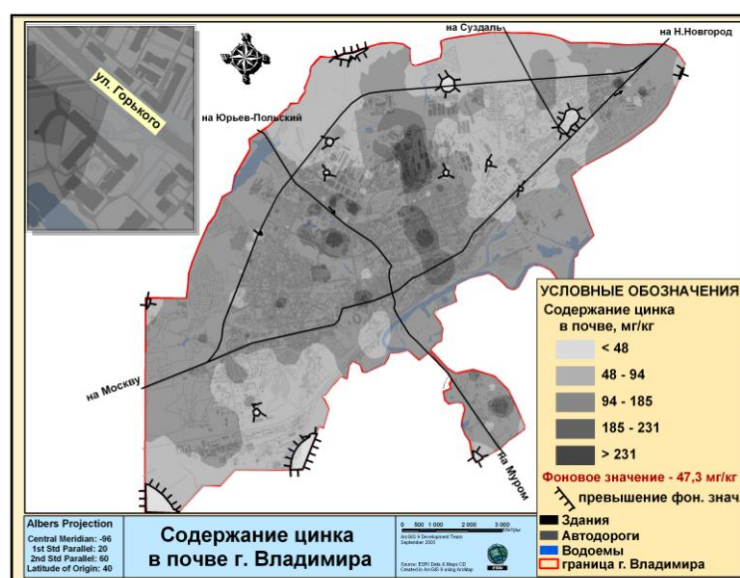


Рисунок 3.2 – Валовое содержание цинка в почве г. Владимира

Наибольшая концентрация цинка приходилась на районы промышленных предприятий (завод «Точмаш», Владимирский тракторный завод, Владимирский завод керамических изделий) и исторический центр города. Превышение фонового значения составляло примерно пять раз.

Содержание свинца по данным И.Д. Феоктистовой также превышало значение фоновой его концентрации на всей территории г. Владимира (рисунок 3.3). В наибольшей концентрации данный элемент был обнаружен вдоль автомобильных дорог, в районе промышленных предприятий (Владимирский завод керамических изделий, Владимирский тракторный завод, Владимирский химический завод, ОАО «Электроприбор», ТЭЦ, завод «Точмаш»). Превышение фонового значения составило примерно пять раз.

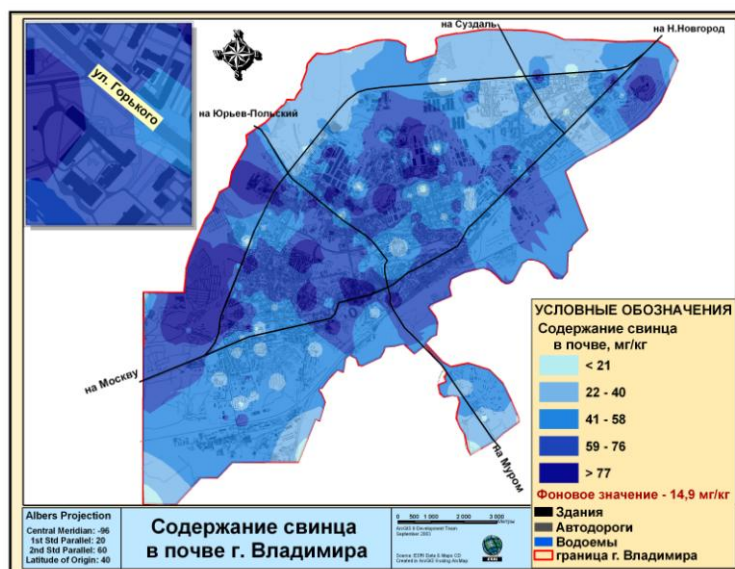


Рисунок 3.3 – Валовое содержание свинца в почве г. Владимира

Загрязнение почвенного покрова рекреационных территорий цинком и свинцом, вероятно, обусловлено влиянием автотранспорта (выделение цинка в результате износа шин автомобилей, наличие свинца в выхлопах автотранспорта, особенно в период использования этилированного бензина). На парковых территориях выявляется ряд корреляций между распределением по профилю свинца и мышьяка (рисунок 3.4), стронция и меди, а также никеля и хрома. При выяснении специфики миграционной способности тяжелых металлов в почвенном профиле было обнаружено уменьшение содержания свинца, цинка по профилю, а



также увеличение содержания кобальта, марганца. Связь между распределением по профилю марганца и кобальта может объясняться тем, что кобальт способен адсорбироваться гидроокисями марганца. По хрому наблюдалось уменьшение содержания по профилю в почвах парка «Центральный» и лесопарка «Дружба», в то время как в почве парка «Добросельский» отмечено увеличение его концентрации по профилю.

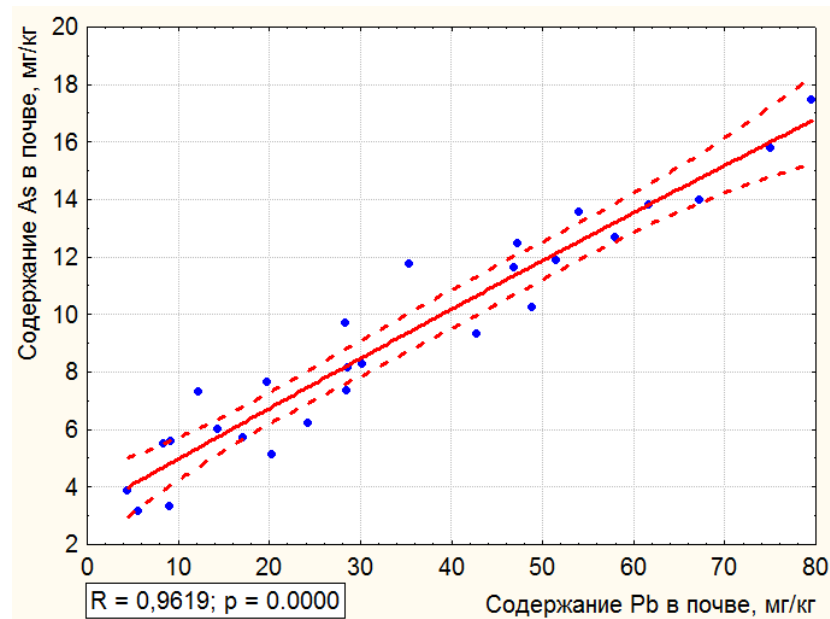


Рисунок 3.4 - Зависимость между содержанием тяжелых металлов в почвах рекреационных зон г. Владимира

Миграция тяжелых металлов вниз по профилю оценивается многими геохимиками как процесс «самоочищения почвы» [69, 128]. В случае загрязненных почв вымывание тяжелых металлов в глубинные слои почвы можно рассматривать как положительное явление, поскольку снижается поступление поллютантов в трофические цепи. С другой стороны, накопление тяжелых металлов в нижних почвенных горизонтах создает угрозу загрязнения грунтовых вод.

Обнаруживаемая в ходе анализа результатов исследования почвенных проб, отобранных из различных горизонтов, разница в содержании металлов в верхней и нижней частях профиля может свидетельствовать об относительно недавнем загрязнении, так как с течением времени происходит постепенное

перемещение тяжелых металлов вниз по профилю. Если же концентрации металлов в верхнем и нижнем слоях относительно выровнены, можно сделать предположение о достаточно давнем их поступлении [29, 46]. Такое предположение можно считать верным для почв исследованных нами территорий, так как они в течение длительного времени не подвергались механическому нарушению, рекультивации, защищены от ветровой и водной эрозии. Анализ полученных результатов исследования содержания тяжелых металлов в пробах почвы из различных горизонтов рекреационных территорий г. Владимира позволяет заключить, что в указанных зонах обнаруживаются, как участки предположительно недавнего загрязнения, так и участки почвенного покрова, на которые поступление тяжелых металлов осуществилось достаточно давно.

Результаты исследований содержания тяжелых металлов в почвах парков в разные годы свидетельствуют, что концентрация большинства элементов в почве в целом изменяется незначительно, но во многих пробах наблюдается постепенное увеличение содержания свинца.

Общий уровень загрязнения почв тяжелыми металлами оценивали на основании расчета суммарного показателя загрязнения ( $Z_c$ ), предложенного Ю. Саефом:

$$Z_c = \sum K_c - (n-1), \quad (3.1)$$

где  $K_c$  – коэффициент концентрации химического элемента;

$n$  – число учитываемых элементов [127].

Установлено, что почвы исследованных парков и лесопарка характеризуются допустимым уровнем загрязнения ( $Z_c < 16$ ) (таблица 3.5). Для такой величины суммарного показателя загрязнения характерен наиболее низкий уровень заболеваемости детей и развитие минимума физиологических отклонений [129].

Таблица 3.5 – Суммарный показатель загрязнения тяжелыми металлами почвенного покрова г. Владимира (слой 0-10 см)

Номер образца	Место отбора	Суммарный показатель загрязнения тяжелыми металлами ( $Z_c$ )
1	Парк «Центральный»	7,70
4		2,77
6		4,28
9		4,23
11	Парк «Добросельский»	2,79
14		0,95
16		5,76
18		4,27
24	Лесопарк «Дружба»	3,82
26		4,91
41	Парк «Детский»	3,57
49		2,20
31	Бульвар, пр-т Строителей	7,27
33	Сквер, ул. 850-летия	8,62
35	Сквер, ул. Никитская	4,16
39	Сквер, ул. Чайковского	11,32
43	Памятник природы, 2-й Сосенский проезд	5,32
45	Лес (контроль)	4,45

Почвы малых по площади рекреационных зон (скверы, бульвар) также характеризуются допустимым уровнем загрязнения тяжелыми металлами ( $Z_c < 16$ ), хотя и более высоким по сравнению с уровнем загрязнения почвы парков и лесопарка.

В почвах скверов и бульваров минимальное и максимальное содержание большинства металлов выше, чем в парковых почвах, также как и среднее содержание цинка и свинца (рисунок 3.5).

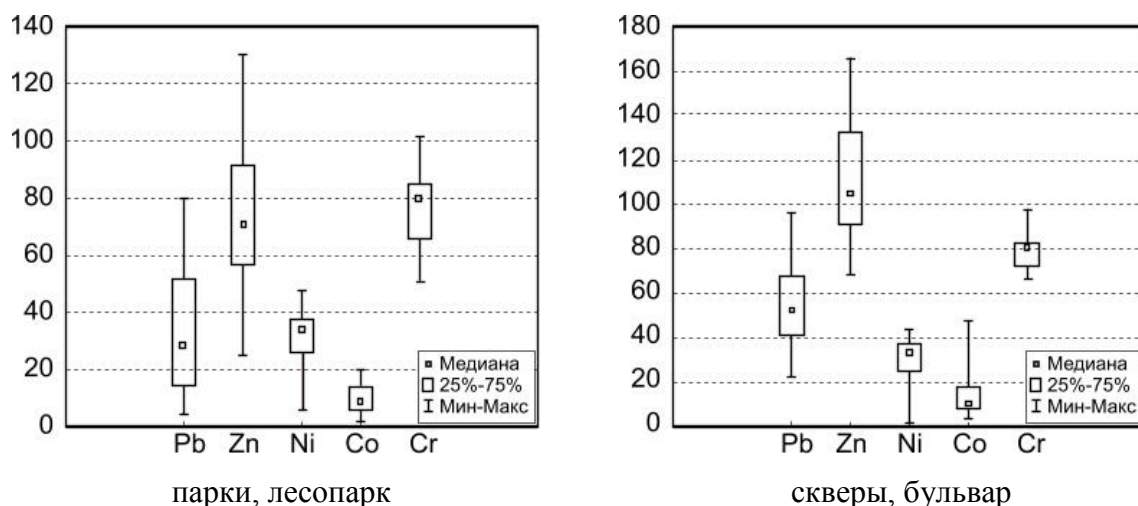


Рисунок 3.5 - Содержание тяжелых металлов в почвах рекреационных территорий, мг/кг

В почвах всех скверов, бульвара и памятника природы наблюдается превышение ПДК по содержанию цинка (в 1,5-2,2 раза), в почвах большинства указанных зон отмечено превышение ПДК по содержанию свинца (в 1,5 – 2 раза), точечное превышение по содержанию кобальта и некоторых других металлов. В результате проведенного корреляционного анализа для почв скверов была обнаружена связь между распределением по профилю мышьяка и свинца, оцениваемая как тесная положительная (коэффициент корреляции = 0,75, при уровне значимости  $p < 0,05$ ). Также как и в почвах парковых зон, в почвах меньших по площади рекреационных зон содержание свинца и цинка уменьшалось по профилю, в то время как содержание кобальта и марганца по профилю увеличивалось.

В целом, как в почвах парков, так и в почвах скверов содержание тяжелых металлов превышает фоновый уровень, что можно объяснить техногенной нагрузкой, испытываемой почвенным покровом в условиях крупного города.

### 3.3. Загрязнение почвенного покрова рекреационных территорий г. Владимира нефтепродуктами

Основным источником загрязнения почвы рекреационных территорий нефтепродуктами в условиях г. Владимира является разветвленная сеть автотранспортных магистралей; работа автотранспорта приводит к загрязнению почвы значительными количествами нефтепродуктов и создает серьезную угрозу экологии города. Результаты измерения массовой доли нефтепродуктов в почве рекреационных территорий приведены в таблице 3.6.

Таблица 3.6 – Массовая доля нефтепродуктов в почвах рекреационных зон  
г. Владимира (слой почвы 0-10 см)

Номер образца	Место отбора	Массовая доля нефтепродуктов в почве, мг/г
1	Парк «Центральный»	0,095±0,043
4		0,049±0,022
6		0,048±0,021
9		0,084±0,037
11	Парк «Добросельский»	0,056±0,025
14		0,046±0,021
16		0,047±0,021
18		0,10±0,045
20	Лесопарк «Дружба»	0,016±0,007
26		0,021±0,009
41	Парк «Детский»	0,022±0,009
49		0,017±0,008
31	Бульвар, пр-т Строителей	0,280±0,098
33	Сквер, ул. 850-летия	0,270±0,097
35	Сквер, ул. Никитская	0,125±0,056
39	Сквер, ул. Чайковского	0,20±0,09
43	Памятник природы, 2-й Сосенский проезд	0,089±0,040
47	Лес (контроль)	0,018±0,008

Предельно допустимая концентрация нефтепродуктов для почв в России не установлена, так как ее значение зависит от сочетания многих факторов: типа, состава и свойств почв и грунтов, климатических условий, состава нефтепродуктов, типа растительности, типа землепользования. Опираясь на

различные имеющиеся данные по загрязнению почв и грунтов нефтепродуктами, приняты примерные показатели концентрации нефтепродуктов в почве [113].

Исследования показали, что в почвах скверов, бульваров и прочих небольших по площади рекреационных территорий города (до 1 га) массовая доля нефтепродуктов в 2-2,5 раза выше, чем в окраинных зонах крупных парков, и в 5-12 раз выше массовой доли нефтепродуктов в почвах центральной части парков.

В ходе работы выяснено, что степень загрязнения нефтепродуктами парковых почв г. Владимира можно оценивать по классификации Ю.И. Пиковского как фоновое загрязнение (концентрация нефтепродуктов менее 0,1 мг/г), загрязнение почвы скверов характеризуется как повышенный фон (концентрация нефтепродуктов 0,1 – 0,5 мг/г). Таким образом, почвы исследованных рекреационных территорий характеризуются допустимым уровнем загрязнения нефтепродуктами. Нефтепродукты в указанных количествах могут быть активно утилизированы микроорганизмами или вымываться дождевыми потоками без вмешательства человека. Для сравнения, содержание нефтепродуктов в исследованных почвах автозаправочных станций города Владимира колебалось в пределах от 0,4 до 4,96 мг/г почвы, в исследованных почвах обочин городских автодорог (ул. Мира, ул. Горького) – от 0,404 до 1,603 мг/г [162]. Следовательно, растительность парков и скверов выполняет свою средозащитную функцию, поскольку поток поллютантов перехватывается приграничными (буферными) почво-растительными полосами, которые препятствуют проникновению загрязнителей вглубь озелененного пространства.

При сравнении результатов измерения массовой доли нефтепродуктов в почвах парков в 2011 и 2012 гг. была обнаружена тенденция к увеличению содержания нефтепродуктов в почве окраинных зон парка «Центральный» (0,095 мг/г – 2011 г., 0,2 мг/г – 2012 г.), в то время как в пробах почвы парка «Добросельский», отобранных на различных опытных площадках, содержание нефтепродуктов оставалось примерно на прежнем уровне.

По истечении длительного периода времени связанные остатки химических веществ антропогенного происхождения в почве в процессе микробиологического

разложения и длительного превращения гуминовых материалов могут снова освобождаться в небольших количествах, становясь, таким образом, биологически активными по отношению к растениям, следовательно, они требуют постоянного контроля. До тех пор пока они не минерализуются или тем или иным образом не войдут в углеродный обмен веществ, их следует рассматривать как посторонние для окружающей среды вещества.

### **3.4. Особенности биологической активности почвы городских рекреационных территорий**

#### **3.4.1. Изменчивость ферментативной активности почвы**

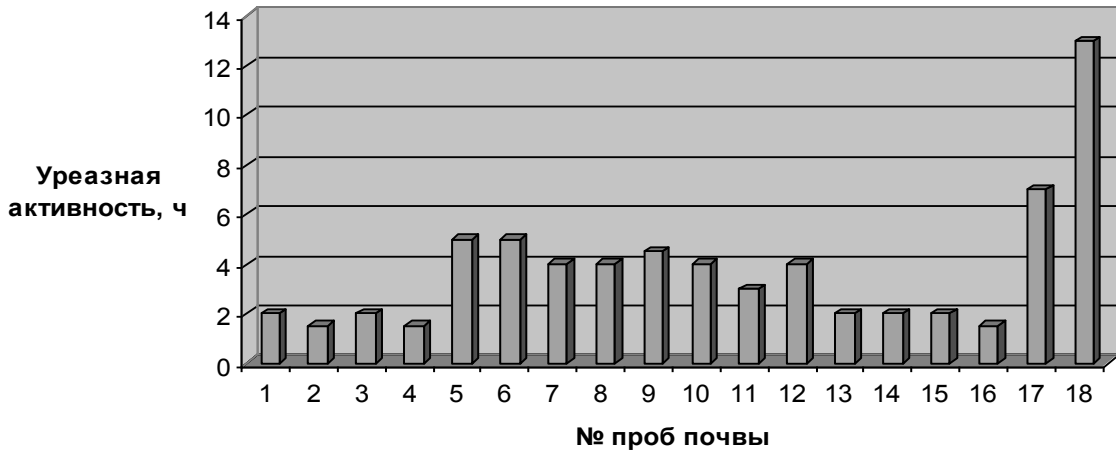
В последнее время большое внимание уделяют различным экспресс-методам индикации техногенных почвенно-геохимических аномалий и показателям воздействия антропогенной нагрузки на почвенный покров, основанным на определении биологических свойств почв, среди которых одним из наиболее перспективных и доступных методов считается диагностика ферментативной активности.

В почвенных образцах исследуемых нами рекреационных территорий была определена активность ферментов, ответственных за наиболее важные биохимические процессы, протекающие в почве: каталазы, за счет которой осуществляется разложение перекиси водорода, уреазы, вызывающей гидролиз мочевины, и целлюлазы, катализирующей гидролиз клетчатки (целлюлозы) в почве.

Уреазная активность является одним из важнейших показателей биологической активности почвы. Исследователями установлено, что активность уреазы находится в прямо пропорциональной зависимости от количества органического углерода в почве [58]. То есть скорость процесса разложения мочевины в почве может стимулироваться наличием в ней нефтепродуктов, в связи с чем, показатель уреазной активности часто используется для оценки

экологического состояния почв, загрязненных нефтью и нефтепродуктами [130, 172]. Многими исследователями уреазная активность рассматривается в качестве показателя самоочищающей способности почвы [66, 106], самоочищение представляет собой важную экологическую функцию почвы, за счет которой обеспечивается защита самого почвенного покрова и сопредельных сред, как от химического, так и от бактериального загрязнения. Быстрое нарастание активности уреазы и высокий уровень ее в загрязненных нефтепродуктами образцах свидетельствует о высокой устойчивости этого фермента к ингибирующим факторам; потому следует полагать, что этот фермент играет большую роль в самоочищении таких почв.

Результаты определения уреазной активности (УА) в верхнем слое почвы рекреационных зон (0-10 см), как показателя ее самоочищающей способности, представлены на рисунке 3.6. В качестве показателя уреазной активности рассматривается величина времени увеличения щелочности паров, находящихся в равновесии с почвой в присутствии мочевины.



*1-6 – окраинные зоны парков, 7-12 – центральные зоны парков, 13-16 – скверы, бульвар, 17-18 – контроль.*

Рисунок 3.6 - Уреазная активность почв рекреационных территорий г. Владимира

Процесс разложения мочевины протекал плавно, в большинстве образцов не было отмечено резких скачков значений (таблица 3.7).



Таблица 3.7 - Активность фермента уреазы в почвах рекреационных территорий  
г. Владимира (время увеличения рН в часах)

Место отбора проб	Глубина отбора проб	Время увеличения щелочности воздуха над почвой, ч.									
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	24
		Значение рН паров над почвой									
Парк «Центральный»	0-10 см	6	7	8	8,5	8,5	8,5	9	9	9	10
	10-20 см	6	7	7	7,5	8	9	9	9	9	10
	20-40 см	6	6	7	7	7	7,5	8	8	8	9
	0-10 см	6	7	7,5	8	8	9	9	9	9	10
	10-20 см	6	6	7	7	7	7,5	8	8,5	8,5	10
	0-10 см	6	7	7	7	8	9	9	9	9	10
	10-20 см	6	6	7	7	8	8	8	8,5	8,5	9,5
	20-40 см	6	7	7	7	7	7	7	7	7	9
	0-10 см	6	7	8,5	9	9	9	9	9	9	10
	10-20 см	6	7	8	8	9	9	9	9,5	9,5	10
Парк «Добросельский»	0-10 см	6	7	8	8,5	9	9	9	9	9	10
	10-20 см	6	7	7	7	7	7	7	7	7	9
	20-40 см	6	7	7	7	7	7	7	7	7	8
	0-10 см	6	7	7	7	7,5	8	8	8	8	9,5
	10-20 см	6	7	7	7	7	7	7,5	8	8	9
	0-10 см	6	7	7	7	8	8	8,5	8,5	8,5	10
	10-20 см	6	7	7	7	7	7	7,5	7,5	7,5	8
	0-10 см	6	7,5	8,5	9	9	9	9	9	9	10
	10-20 см	6	7	7,5	8	8	8,5	8,5	8,5	8,5	9
Парк «Детский»	0-10 см	6	7	7	7	7	7	7	7	7	9
	10-20 см	6	7	7	7	7	7	7	7	7	9
	0-10 см	6	7	7	7	7	8	8	8	8	10
	10-20 см	6	7	7	7	7	7	7	7	7	8
Лесопарк «Дружба»	0-10 см	6	7	7,5	7,5	7,5	8	8	8	8	10
	10-20 см	6	7	7	7	7	7	7	7	7	10
	0-10 см	6	7	8	8,5	8,5	9	9	9	9	10
	10-20 см	6	7	7	7	7,5	8	8	8	8	10
	0-10 см	6	7,5	7,5	7,5	8	8,5	9	9	9	10
	10-20 см	6	7	7	7	7	7	7	8	8	10
	0-10 см	6	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	8	10
	10-20 см	6	7	7	7	7	7	7	7	7	9
Бульвар, пр-т Строителей	0-10 см	6	7	8	8,5	9	9	9,5	9,5	9,5	10
	10-20 см	6	7	7	7,5	7,5	8	8	8	8	10
Сквер, ул. Добросельская	0-10 см	6	7	8	8,5	9	9	9,5	10	10	10
	10-20 см	6	7	7	7	8	8	8	9	9	10
Сквер, ул. Чайковского	0-10 см	6	7	7,5	8	8,5	9	9	9	9	10
	10-20 см	6	7	7	7	7	7,5	8	8	8	10
Сквер, ул. Никитская	0-10 см	6	7	8,5	9	9	9,5	10	10	10	10
	10-20 см	6	7	7	7	7,5	8	8	8	8	10
Сквер, ул. 850-летия	0-10 см	6	7	8	9	9	9	9,5	9,5	9,5	10
	10-20 см	6	7	7	8	8	8	9	9	9	10

## Продолжение таблицы 3.7

Место отбора проб	Глубина отбора проб	Время увеличения щелочности воздуха над почвой, ч.									
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	24
		Значение рН паров над почвой									
Лес (контроль)	0-10 см	6	7	7,5	8	8,5	8,5	9	9	9	10
	10-20 см	6	7	7,5	7,5	7,5	8	8,5	8,5	8,5	10
	20-40 см	6	7	7	7	7	7	7	7	7	8
	0-10 см	6	7	7,5	8	8	8,5	9	9	9	10
	10-20 см	6	7	7	7	7	7	7	8	8	9
	0-10 см	6	7	7	7	7	7	7	7	7	10
	10-20 см	6	7	7	7	7	7	7	7	7	9

В ходе работы нами регистрировалось и сравнивалось для различных почвенных образцов время увеличения щелочности паров, находящихся в равновесии с почвой в присутствии мочевины, за которое рН достигал значения 8, так как данное значение рН паров над почвой было достигнуто во всех пробах. В почвенных образцах из зон парков, подвергающихся влиянию автомобильных дорог, время разложения карбамида изменяется в диапазоне 1,5-2 часа, в центральной же части парков уреазная активность почвы ниже, и время разложения мочевины в почвенных пробах составляет в среднем 4-5 часов. Вероятно такой эффект наблюдался из-за загрязнения почв окраинных зон парков нефтепродуктами (как следствие влияния автотранспорта), за счет чего увеличилось содержание доступного углерода в почве, что могло стимулировать уреазную активность. В почвах скверов и бульваров время разложения мочевины колеблется в среднем в диапазоне 1,5-2 часа. Почвы рекреационных территорий небольшой площади (скверы, бульвары), находящихся в городской черте и окруженных различными потенциальными источниками загрязнения, испытывают большее техногенное и антропогенное давление в отличие от почвенного покрова парковых и лесопарковых зон города. Следовательно, такие почвы под влиянием меняющейся городской геохимической обстановки очень чувствительны к происходящим отрицательным изменениям. Загрязнение почв небольших по площади рекреационных зон органическим веществом в виде нефтепродуктов стимулирует уреазную активность, тогда как для серых лесных почв Владимирской области не характерно высокое содержание органического

вещества, также как и высокая скорость разложения мочевины. В контрольных образцах почвы уреазная активность низкая, время разложения карбамида колеблется от 7 до 13 часов.

Установлено, что уреазная активность в почвенном профиле снижается с глубиной во всех почвенных образцах. В пробах почвы с глубины 20-40 см скорость разложения мочевины была чрезвычайно низкой (таблица 3.8).

Таблица 3.8 - Уреазная активность почвы рекреационных территорий  
г. Владимира

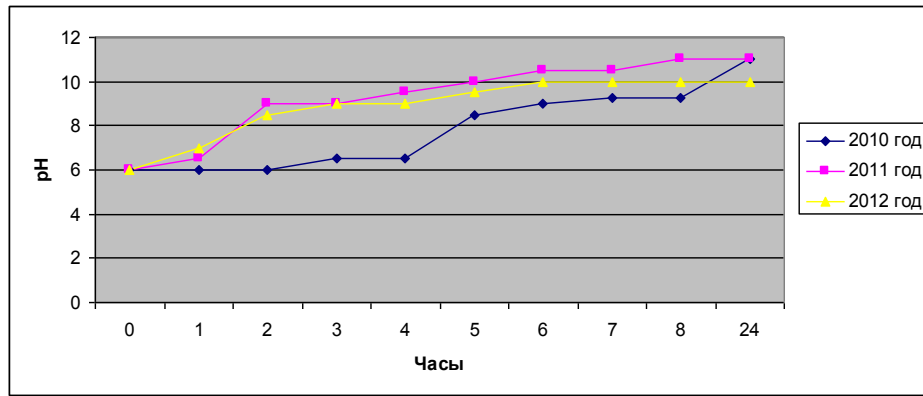
№ почвенной пробы	Место отбора	Глубина отбора	Уреазная активность (время разложения карбамида), ч.
1	Парк «Центральный»	0-10 см	2
4			4
6			4
9			1,5
11	Парк «Добросельский»		2
14			4,5
16			4
18			1,5
20	Лесопарк «Дружба»		5
22			2
24			4
26			5
31	Бульвар, пр-т Строителей		2
41	Парк «Детский»		7
49			5
33	Сквер, ул. 850-летия		2
35	Сквер, ул. Чайковского		3
37	Сквер, ул. Добросельская		2
39	Сквер, ул. Никитская	1,5	
45	Лес (контроль)	7	
2	Парк «Центральный»	10-20 см	4
5			5,5
7			4
10			2
12	Парк «Добросельский»		12
15			6,5
17			5
19			3,5
21	Лесопарк «Дружба»		12
23			5
25			7
27			13
32	Бульвар, пр-т Строителей		5

## Продолжение таблицы 3.8

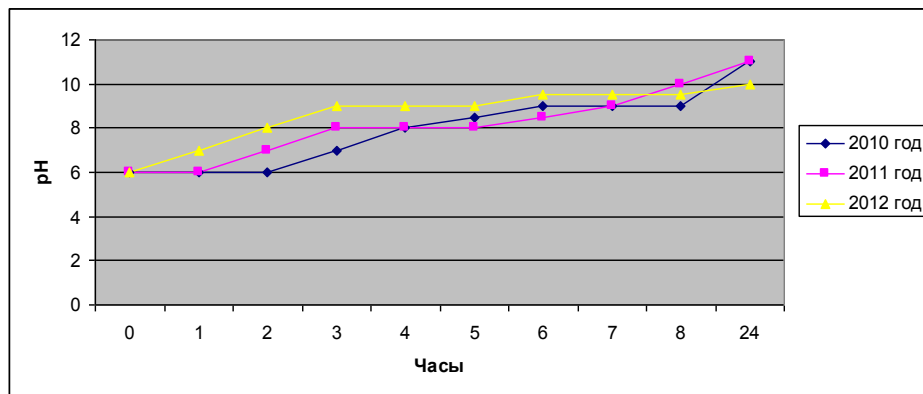
№ почвенной пробы	Место отбора	Глубина отбора	Уреазная активность (время разложения карбамида), ч.
42	Парк «Детский»	10-20 см	12
50			9
34	Сквер, ул. 850-летия		3
36	Сквер, ул. Чайковского		6
38	Сквер, ул. Добросельская		4
40	Сквер, ул. Никитская		5
46	Лес (контроль)		13
3	Парк «Центральный»		20-40 см
13	Парк «Добросельский»	18	

В целом результаты исследования показали большую вариабельность. Уреазная активность наиболее высока в парках «Добросельский» и «Центральный», которые расположены в зоне влияния крупных автомагистралей, в то время как лесопарк «Дружба» находится вблизи менее загруженных автодорог и гораздо больше по площади по сравнению с остальными парками. Высокая скорость разложения мочевины в исследованных почвах характеризует потенциальную самоочищающую способность почвенного покрова парковых зон.

В ходе работы сравнили результаты исследований уреазной активности почвы в течение трех лет по двум скверам, характеризующимся сопоставимой площадью и сходными условиями: сквер на ул. 850-летия – 0,48 га, сквер «Первомайский» на ул. Никитской – 0,55 га (рисунок 3.7). Древесная растительность указанных скверов сходная: преобладают липа мелколистная с участием клена остролистного и американского, тополя, березы повислой; в сквере на ул. 850-летия сформирована живая изгородь из пузыреплодника калинолистного, в сквере «Первомайский» живая изгородь отсутствует. Исследованные почвы можно отнести к урбопочвам [145].



А)



Б)

А) – сквер «Первомайский», ул. Никитская; Б) – сквер, ул. 850-летия.

Рисунок 3.7 - Уреазная активность почвы скверов г. Владимира

По оси абсцисс на графиках рисунка 3.7 откладывали величину времени увеличения щелочности паров, находящихся в равновесии с почвой в присутствии мочевины, т.е. время, за которое pH увеличивается на 1,0; по оси ординат, соответственно, откладывали значение водородного показателя. На графиках отмечается постепенное увеличение уреазной активности по годам в почвах исследованных скверов. Такой эффект может объясняться увеличением транспортного потока на окружающих скверы автомагистралях, увеличением уровня загрязнения атмосферного воздуха углеводородами, а также многолетним накоплением в исследованных почвах нефтепродуктов. Следует отметить, что сквер на улице 850-летия и сквер «Первомайский» не подвергаются рекультивации, подсыпка свежего плодородного слоя не проводится, земляные работы, перемешивающие слои почвы в последние годы не проводились.

Очевидно, что все эти факторы способствуют формированию в почвах скверов устойчивых ореолов загрязнения.

В почвах рекреационных территорий г. Владимира была исследована динамика каталазной активности, так как многими исследователями отмечена чувствительность этого фермента к содержанию тяжелых металлов [81, 82]. В модельных опытах наблюдалось снижение активности каталазы уже при внесении минимальной дозы гальваношлама (гальваношлам обогащен цинком и железом, на долю которых приходится 79,70% от общей массы тяжелых металлов, обнаруженных в шламе) на 37,9% относительно контроля. Далее с увеличением уровня загрязнения снижение каталазной активности было все более ощутимым [5].

Каталазная активность почв исследованных нами парковых территорий уменьшается по профилю в большинстве изученных образцов, отмеченная тенденция сохраняется в разные годы (таблица 3.9).

Таблица 3.9 - Пространственно-временная динамика каталазной активности почвы парков г. Владимира

№ почвенной пробы	Место отбора	Глубина отбора	Каталазная активность почвы, мл $\text{KMnO}_4$ / 1 г почвы за 20 мин, 2011 г.	Каталазная активность почвы, мл $\text{KMnO}_4$ / 1 г почвы за 20 мин, 2012 г.
1	Парк «Центральный»	0-10 см	0,41±0,02	0,52±0,03
4			0,32±0,01	0,49±0,02
11	Парк «Добросельский»		0,32±0,01	0,53±0,02
14			0,22±0,01	0,41±0,01
22	Лесопарк «Дружба»		0,29±0,02	0,29±0,02
2	Парк «Центральный»	10-20 см	0,28±0,02	0,37±0,01
5			0,19±0,01	0,36±0,01
12	Парк «Добросельский»		0,24±0,01	0,36±0,02
15			0,18±0,01	0,35±0,01
23	Лесопарк «Дружба»		0,21±0,02	0,20±0,01
28	Контроль (лес)	0-10 см	0,35±0,02	0,37±0,02
29		10-20 см	0,24±0,02	0,23±0,01

Значения показателя каталазной активности демонстрируют пространственно-временную вариабельность, но в целом обнаруживают

колебания в пределах 0,15 – 0,52 мл  $\text{KMnO}_4$ / 1 г почвы за 20 мин. Отмечается некоторое увеличение активности каталазы по годам.

Результаты измерения активности фермента каталазы за 2011 г. в почве рекреационных территорий разной площади представлены в таблице 3.10.

Таблица 3.10 - Каталазная активность почвы рекреационных территорий г. Владимира

Место отбора	Глубина отбора	Каталазная активность почвы, мл $\text{KMnO}_4$ / 1 г почвы за 20 мин
Парк «Центральный»	0-10 см	0,41±0,02
	10-20 см	0,28±0,02
	20-40 см	0,19±0,01
	0-10 см	0,32±0,01
	10-20 см	0,19±0,01
	0-10 см	0,29±0,02
	10-20 см	0,18±0,01
	20-40 см	0,15±0,01
	0-10 см	0,22±0,02
	10-20 см	0,16±0,01
Парк «Добросельский»	0-10 см	0,32±0,01
	10-20 см	0,24±0,01
	20-40 см	0,20±0,01
	0-10 см	0,22±0,01
	10-20 см	0,18±0,01
	0-10 см	0,37±0,02
	10-20 см	0,23±0,02
	0-10 см	0,28±0,02
	10-20 см	0,25±0,01
Парк «Детский»	0-10 см	0,20±0,01
	10-20 см	0,13±0,01
	0-10 см	0,39±0,02
	10-20 см	0,45±0,03
Лесопарк «Дружба»	0-10 см	0,20±0,01
	10-20 см	0,18±0,01
	0-10 см	0,29±0,02
	10-20 см	0,21±0,02
	0-10 см	0,28±0,02
	10-20 см	0,20±0,02
	0-10 см	0,29±0,02
	10-20 см	0,18±0,01
Бульвар, пр-т Строителей	0-10 см	0,47±0,03
	10-20 см	0,44±0,02
Сквер, ул. Добросельская	0-10 см	0,36±0,02
	10-20 см	0,21±0,01
Сквер, ул. Чайковского	0-10 см	0,37±0,02
	10-20 см	0,28±0,02

## Продолжение таблицы 3.10

Место отбора	Глубина отбора	Каталазная активность почвы, мл $\text{KMnO}_4$ / 1 г почвы за 20 мин
Сквер, ул. Никитская	0-10 см	0,34±0,02
	10-20 см	0,21±0,01
Сквер, ул. 850-летия	0-10 см	0,47±0,03
	10-20 см	0,46±0,03
Памятник природы	0-10 см	0,43±0,02
	10-20 см	0,35±0,02
Лес (контроль)	0-10 см	0,35±0,02
	10-20 см	0,24±0,02
	20-40 см	0,07±0,01
	0-10 см	0,43±0,02
	10-20 см	0,31±0,02
	0-10 см	0,45±0,03
	10-20 см	0,39±0,02

Тенденция к уменьшению каталазной активности с глубиной отбора проб сохраняется как в почвах парков и лесопарка, так и в почвах скверов и бульваров. Это можно объяснить тем, что каталаза в почве синтезируется по большей части аэробными микроорганизмами, численность которых, вероятно, снижается с глубиной в связи с уменьшением содержания кислорода в почве. Кроме того, активность каталазы выше в верхнем горизонте почвенного покрова потому, что в нем наибольшее количество гумуса, то есть наибольшая интенсивность процессов трансформации органического вещества, также на каталазную активность оказывает влияние гранулометрический состав почвы, который становится менее благоприятным с глубиной.

Отмечается, что для некоторых проб почвы рекреационных территорий города характерна более низкая каталазная активность по сравнению с пробами почвы ненарушенных территорий Владимирской области. Вероятно, снижению активности этого фермента способствует уплотнение почвенного покрова рекреационных территорий, а также антропогенная нагрузка, испытываемая ими в условиях города. Другими исследователями также отмечалось снижение активности каталазы в урбаногемах по сравнению с фоновой почвой [1, 104].

В ходе исследований была изучена динамика целлюлозолитической активности почвы рекреационных территорий. Многие исследователи считают



процесс разложения клетчатки, осуществляемый микроорганизмами, одним из важнейших показателей плодородия почвы, определяющим уровень ее биогенности [102]. Целлюлоза является важным компонентом органического вещества, поэтому скорость разложения целлюлозы влияет на скорость разложения органики в почве в целом, что, в свою очередь, сказывается на состоянии зеленых насаждений. Для определения целлюлозолитической активности исследуемой почвы пользовались аппликационным методом, который позволяет проследить состояние живой компоненты почв на определенном отрезке времени, данный метод определения целлюлозолитической активности («cotton strip assay») широко применяется в экологических исследованиях [155]. Пространственная динамика потенциальной целлюлозолитической активности почв городских рекреационных территорий представлена в таблице 3.11. Целлюлозные материалы, заложенные в почву, выдерживали в ней в течение 30 суток, при оценке целлюлозолитической активности почвы использовали следующую шкалу в %, предложенную Д.Г. Звягинцевым: очень слабая < 10 %, слабая - 10-30 %, средняя - 30-50 %, сильная - 50-80 %, очень сильная > 80 %.

Таблица 3.11 - Динамика пространственного изменения потенциальной целлюлозолитической активности почвы рекреационных территорий

г. Владимира

Места отбора проб	Глубина отбора проб	Целлюлозолитическая активность (изменение веса целлюлозных материалов), %
Парк «Центральный»	0-10 см	22-30
Парк «Добросельский»		60-63
Лесопарк «Дружба»		26-28
Бульвар, пр-т Строителей		10-12
Сквер, ул.850-летия		30-32
Сквер, ул. Никитская		29-30
Лес (контроль)		23-24
Парк «Центральный»	10-20 см	11-18
Парк «Добросельский»		19-29
Лесопарк «Дружба»		8-10
Бульвар, пр-т Строителей		20-22
Сквер, ул.850-летия		11-13
Сквер, ул. Никитская		4-8
Лес (контроль)		6-7

Фоновые серые лесные почвы Владимирской области характеризуются низкой (очень слабой) активностью целлюлазы, так как они бедны органическим веществом, азотом, подвижными формами фосфора и калия, а именно эти условия обуславливают высокую интенсивность разложения целлюлозы. Кроме того, на активность почвенной микрофлоры, определяющей интенсивность разложения целлюлозы, оказывают влияние такие факторы, как количество и состав поступающего опада, кислотность, содержание и качество гумуса почвы [27]. Воздействие на почвенную микробиоту, разлагающую целлюлозу, оказывает также обилие массы корней растений, так как поступление прижизненных корневых выделений в почву стимулирует деятельность целлюлозолитиков [96].

В нашем исследовании большая часть почвенных образцов характеризуется слабой целлюлозолитической активностью. Замедленный процесс разложения целлюлозы тормозит поступление органических компонентов для воспроизводства гумуса [121]. В некоторых публикациях отмечается, что в условиях города обычно наблюдается повышение уровня целлюлозолитической активности, что связано с накоплением тяжелых металлов в городских почвах. Тяжелые металлы при повышенном их по сравнению с фоном содержании в почве играют роль микроэлементов, стимулируя, таким образом, процесс разложения целлюлозы [125]. В целом по результатам данного исследования наблюдается тенденция к повышению целлюлозолитической активности с увеличением содержания тяжелых металлов в почве (рисунок 3.8). Особое внимание нами было уделено содержанию таких металлов в почве, как свинец и цинк, так как они относятся к первому классу опасности. Кроме того, степень загрязнения почв исследованных нами рекреационных зон именно этими металлами была наибольшей, наблюдалось превышение предельно допустимой концентрации в 1,4-1,7 раз по содержанию свинца и в 1,2-1,8 раз по содержанию цинка, в то время, как концентрация остальных тяжелых металлов, для которых было проведено измерение валового содержания, в основном не превышала предельно допустимых значений.

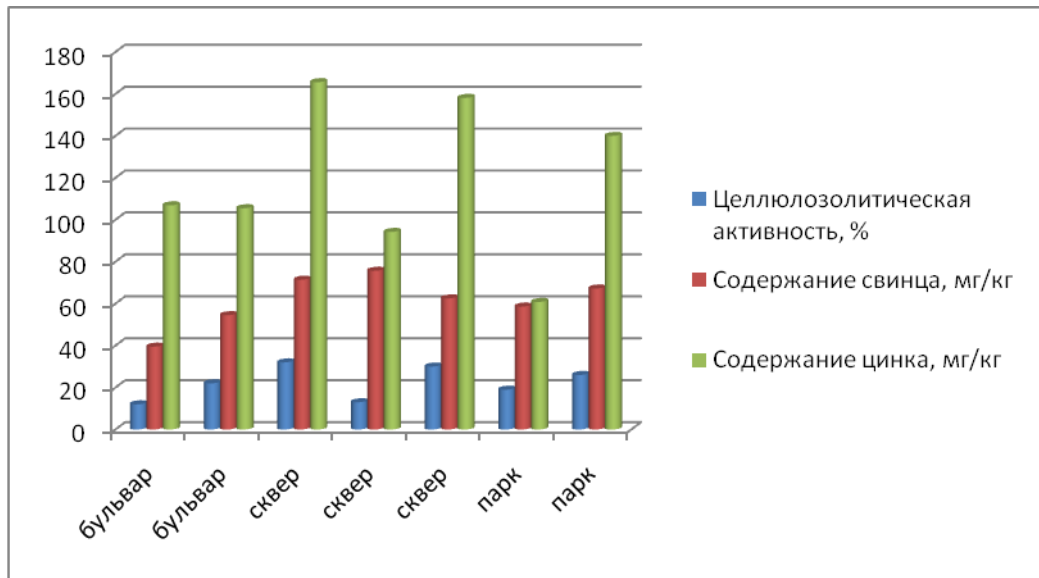


Рисунок 3.8 - Динамика целлюлозолитической активности почвы рекреационных территорий в зависимости от содержания в ней свинца и цинка

Исследования показали, что верхний слой почвы рекреационных территорий г. Владимира в большинстве случаев обладал более высокой целлюлозолитической активностью по сравнению с нижележащими слоями. В слое почвы 0-10 см наблюдалось разложение полосок ткани на 20-30 % в половине проб, в слое 10-20 см в половине проб разложение ткани составляло 10-20 %. Более высокая активность целлюлазы в верхнем горизонте почвы обусловлена, вероятно, присутствием в нем большего по сравнению с остальными горизонтами количества органического вещества. Наибольшая целлюлозолитическая активность зафиксирована в парке «Добросельский», вероятно, в этих почвах складываются наиболее благоприятные для целлюлозоразлагающих микроорганизмов условия по обеспеченности азотом, подвижными формами фосфора и калия. Значительно подавленная целлюлозолитическая активность в почве бульвара (10-12 %) вероятно связана с уплотнением поверхностного слоя (0-10 см) почвы из-за рекреационной нагрузки, тем более, что в нижележащем слое почвы данного участка разложение ткани составило 20-22 %.

Результаты исследования экологического состояния почв рекреационных зон показывают, что в условиях города идет явная трансформация почв в

метаболическом аспекте (по прогрессивному типу для некоторых показателей, например, урезной активности). В экологическом плане эти результаты можно считать признаком ответной приспособительной реакции почвенного покрова на внешние нагрузки антропогенного характера.

Показатели ферментативной активности имеют хорошую перспективу эффективного использования в оценке и экологическом мониторинге состояния почвенного покрова, позволяют характеризовать современный режим жизни почв и прогнозировать динамично развивающиеся в ней процессы и тенденции с определением эффекта воздействия на почву факторов антропогенного происхождения.

### **3.4.2. Оценка интенсивности процесса нитрификации**

Интегральным показателем, характеризующим биологическую активность почвы, а также одним из главных критериев оценки плодородия считается состояние ферментов цикла азота, поэтому нарушение его нормального баланса позволяет судить о процессах, протекающих в почве. Отдельные этапы цикла азота являются индикаторами загрязнения, другие свидетельствуют о процессах реминерализации почвы и ее способности к самоочищению от загрязнителей. Процесс нитрификации в антропогенно загрязненных почвах является показателем их санитарного состояния и степени самоочищения. В загрязненных почвах скорость образования нитратов может служить важным показателем биологической активности и плодородия почвы: подавление нитрификации может свидетельствовать о развитии сапрофитных микробов, осуществляющих распад гнилостных продуктов. Исследователями отмечалась высокая чувствительность нитрифицирующей способности к загрязнению почв металлами и нефтепродуктами [58].

Важнейшими природными факторами нитрифицирующей активности являются органическое вещество, водно-воздушный и температурный режим, обусловленный гранулометрическим и агрегатным составом, реакция почвенной

среды, запас азотистых соединений. Мы изучили эти свойства и при помощи корреляционного анализа попытались установить их влияние на интенсивность процесса нитрификации (таблица 3.12). В ряде исследований показано существование тесных положительных корреляционных связей между содержанием аммонийного азота в почве и нитрифицирующей активностью. Это связано с ролью азотистых соединений как источника и субстрата питания для нитрифицирующих бактерий. Кроме того, большое влияние на интенсивность нитрификации оказывает кислотность почвы, так как в кислых почвах автотрофная нитрификация подавлена [99, 118]. Эти выводы получены исследователями при анализе почв естественных ландшафтов и агроценозов. Очевидно, что те же механизмы действуют и в почвах городов.

Согласно нашим данным, среди изученных факторов наибольшее влияние на интенсивность нитрификации в почвах городских рекреационных территорий оказывает реакция почвенной среды и запас аммонийного азота.

Таблица 3.12 - Коэффициенты корреляции между интенсивностью нитрификации и агрохимическими свойствами почвы

	Интенсивность нитрификации	Уровень значимости
Актуальная кислотность	0,23	<0,05
Гидролитическая кислотность	0,44	<0,05
Содержание углерода органических соединений	0,21	<0,05
Содержание аммонийного азота	0,48	<0,05

В ходе исследований почвы рекреационных территорий города наблюдалось снижение интенсивности нитрификации по профилю (таблица 3.13), что может быть связано со снижением содержания органического вещества, ухудшением аэрации, изменением механического состава почвы от легких и средних суглинков к тяжелым, увеличением актуальной кислотности почвы вниз по профилю.

Таблица 3.13 - Нитрифицирующая активность почвы рекреационных территорий  
г. Владимира

Номер п/п	Глубина отбора проб, см	Тип территории	Количество нитратов после 30-дневной экспозиции, мг/100 г почвы	Номер п/п	Глубина отбора проб, см	Тип территории	Количество нитратов после 30-дневной экспозиции, мг/100 г почвы
1	0-10	Парк «Центральный»	8,70±0,1	21	10-20	Лесопарк «Дружба»	3,70±0,07
2	10-20		3,10±0,09	22	0-10		11,90±0,1
3	20-40		1,80±0,09	23	10-20		8,30±0,06
4	0-10		9,80±0,11	24	0-10		8,20±0,1
5	10-20		6,20±0,08	25	10-20		2,02±0,06
6	0-10		11,30±0,1	26	0-10	Скверы	6,60±0,07
7	10-20		7,20±0,09	27	10-20		3,50±0,07
8	20-40		5,10±0,09	28	0-10		5,40±0,08
9	0-10		6,80±0,09	29	10-20		2,40±0,07
10	10-20		2,30±0,06	30	0-10		7,10±0,1
11	0-10	Парк «Добросельский»	8,6±0,1	31	10-20	Бульвар	1,70±0,02
12	10-20		7,3±0,1	32	0-10		5,70±0,08
13	20-40		6,5±0,09	33	10-20		2,60±0,06
14	0-10		7,9±0,1	34	0-10	Лес (контроль)	15,10±0,09
15	10-20		6,8±0,09	35	10-20		2,80±0,05
16	0-10		13,3±0,09	36	0-10		11,30±0,1
17	10-20		12,2±0,11	37	10-20		1,20±0,05
18	0-10	Лесопарк «Дружба»	9,8±0,1	38	20-40	0,93±0,01	
19	10-20		8,03±0,09	39	0-10	16,80±0,1	
20	0-10		8,2±0,07	40	10-20	6,60±0,07	

Нитрифицирующая активность была достаточно высокой как в почвах парков, так и в почвах скверов, хотя более интенсивно процесс нитрификации протекал в парковых почвах.

Высокие значения показателя интенсивности нитрификации свидетельствуют о завершении переработки продуктов распада органических соединений и, соответственно, характеризуют способность почвы рекреационных территорий к самоочищению. Для крупных парков отмечено, что интенсивность нитрификации выше в образцах почвы из центральных частей парка, удаленных от автомагистралей и локальных источников загрязнения и испытывающих меньшую антропогенную нагрузку.

По данным ряда исследователей нитрификация является процессом, чувствительным ко многим видам антропогенной нагрузки. В некоторых работах отмечалось, что нитрификация является наиболее чувствительным процессом на «нефтяное» загрязнение почвы и подавляется присутствием нефтепродуктов в любой концентрации. Многими исследователями установлено ингибирование нитрифицирующей активности в почвах, загрязненных нефтепродуктами и тяжелыми металлами [54, 72].

В целях установления характера и степени влияния содержания тяжелых металлов и нефтепродуктов в почве рекреационных территорий на ее нитрифицирующую активность был проведен анализ корреляционных связей между этими показателями, учитывались статистически значимые на 5-% уровне коэффициенты корреляции.

Достоверной зависимости между интенсивностью нитрификации и содержанием тяжелых металлов в почвах рекреационных зон города обнаружить не удалось, корреляция между нитрифицирующей активностью и дозой тяжелых металлов характеризовалась как слабая отрицательная, коэффициент корреляции равен минус 0,2. Возможно, это объясняется тем, что содержание тяжелых металлов в почвах исследованных рекреационных территорий города было во многих случаях ниже установленного значения предельно допустимой концентрации, то есть недостаточно высоким.

Несмотря на то, что массовая доля нефтепродуктов в почве рекреационных территорий была невелика, нитрифицирующая активность проявляла определенную чувствительность к содержанию поллютантов данного типа, наблюдалось подавление процесса нитрификации по мере увеличения содержания нефтепродуктов в почве. Корреляционная связь интенсивности процесса нитрификации с массовой долей нефтепродуктов в почве оценивается как значительная отрицательная [8], коэффициент корреляции равен минус 0,51. Выявленная линейная связь между нитрифицирующей активностью и содержанием нефтепродуктов менее тесная, чем ожидалось, что, вероятно, объясняется малой концентрацией в почвах рекреационных территорий города

нефтепродуктов, а также влиянием на нитрифицирующую способность посторонних факторов, таких как агрохимические свойства, гранулометрический и механический состав почвы [45]. Кроме того, это может быть связано с тем, что зависимость между содержанием нефтепродуктов в почве и ее нитрифицирующей активностью носит нелинейный характер.

В целом, основываясь на значениях нитрифицирующей активности, экологическое состояние почвы рекреационных территорий города можно характеризовать как удовлетворительное, достаточно интенсивно протекающие процессы нитрификации в почвах рекреационных зон свидетельствует об их высокой потенциальной самоочищающей способности, характеризуют ее плодородие, указывают на благоприятное состояние почвы для роста растений.

Показатель интенсивности нитрификации может применяться для биоиндикации загрязнения почвы нефтепродуктами, так как этот процесс чувствителен даже к малым дозам нефтепродуктов в почве, несмотря на влияние посторонних факторов и многообразие условий природной среды.

### **3.4.3. Исследование пространственно-временных изменений обилия микроорганизмов рода *Azotobacter* в почве**

В почвах рекреационных зон были обнаружены азотофиксирующие бактерии, принадлежащие к роду *Azotobacter*. Их обилие учитывали методом обрастания почвенных комочков. Микроскопирование препаратов приготовленных из бурой слизи, образовавшейся вокруг почвенных комочков, показало наличие крупных, до 4 мкм в диаметре, неправильной формы округлых или овальных образований, не имеющих жгутиков и характеризующихся попарным соединением (рисунок 3.9).



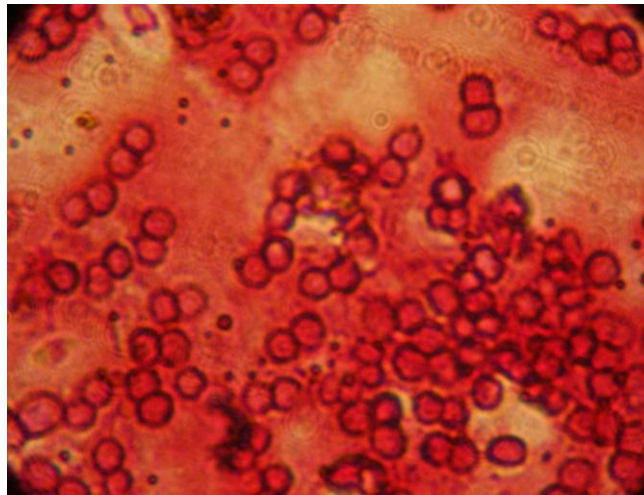
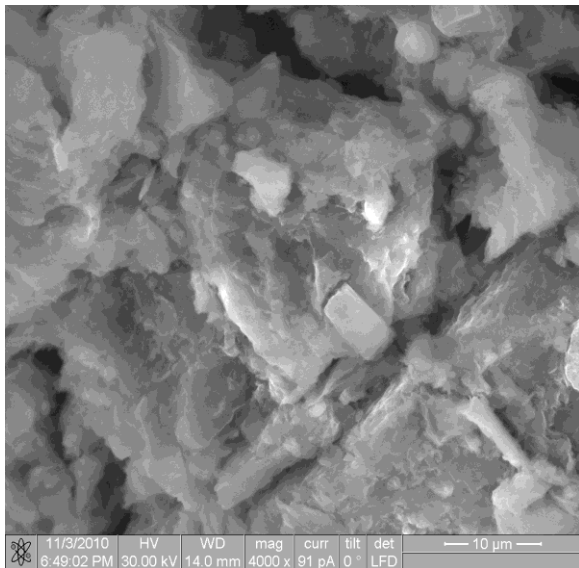
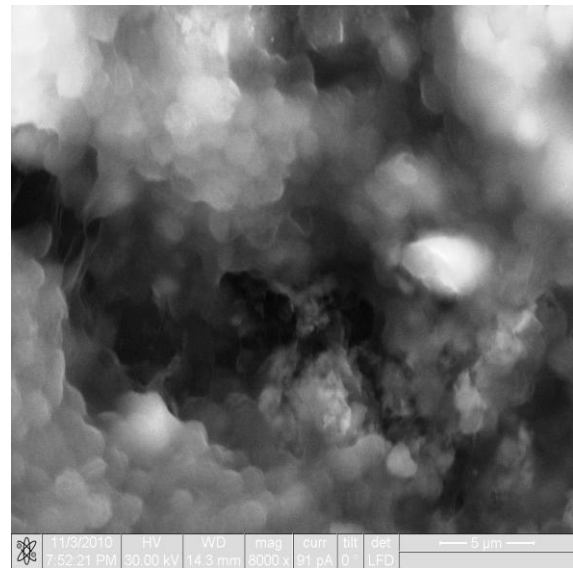


Рисунок 3.9 - Клетки бактерий *Azotobacter chroococcum*

Развитие *Azotobacter chroococcum* в образцах почвы городских рекреационных территорий также демонстрируют снимки, полученные с применением растрового электронного микроскопа Quanta 200 3D (рисунок 3.10).



А)



Б)

А) - минеральная фракция контрольного почвенного образца; Б) - компоненты коллоидной системы почвенного образца в присутствии *Azotobacter chroococcum*

Рисунок 3.10 – Развитие азотфиксирующих микроорганизмов *Azotobacter chroococcum* в почвенном образце

Окрашивание по Грамму позволило выяснить, что обнаруженные микроорганизмы грамотрицательны. Все указанные признаки свидетельствуют о

том, что бурое обрастание комочков дали именно бактерии *Azotobacter chroococcum* (рисунок 3.11).



Рисунок 3.11 - Обрастание почвенных комочков азотфиксирующими микроорганизмами *Azotobacter chroococcum*

Азотобактер требует для своего развития сочетания факторов, создающегося в почвах урбанизированных территорий; нейтральный pH, высокое содержание органического вещества, фосфора, калия. В кислых неокультуренных почвах, как известно, азотобактер не обнаруживается, что делает возможным рассматривать эту бактерию как индикаторную на урбаногагенез [146]. Установлено, что азотобактер распределен в почвах рекреационных территорий города неравномерно как в пространстве, так и по профилю (таблица 3.14), что определяется следующими факторами: урбаногагенными (высокое значение pH, обогащенность органическим веществом, P, Ca, K), природными (физические свойства, оглеенность горизонтов), историческими. В центральных зонах парков и в лесопарке активность роста *Azotobacter chroococcum* низкая или не отмечается совсем, то есть в центральной своей части парки функционируют как естественные почвенно-растительные комплексы Владимирской области, сохраняя свойственные им природные характеристики.

Таблица 3.14 - Лизис колоний азотобактера в опытных и контрольных образцах

Номер п/п	Глубина отбора проб, см	Тип территории	Количество комочков почвы в чашке	Интенсивность роста азотфиксатора	
				Количество колоний <i>Azotobacter chroococcum</i>	% обрастания почвенных комочков
1	0-10	Парк «Центральный»	50	7±1	14
2	10-20		50	4±1	8
3	20-40		50	3±1	6
4	0-10		50	2±1	4
5	10-20		50	0	0
6	0-10		50	4±1	8
7	10-20		50	0	0
8	20-40		50	0	0
9	0-10	Парк «Добросельский»	50	0	0
10	10-20		50	0	0
11	20-40		50	0	0
12	0-10		50	0	0
13	10-20		50	0	0
14	0-10	Лесопарк «Дружба»	50	0	0
15	10-20		50	0	0
16	0-10		50	0	0
17	10-20		50	0	0
18	0-10	Сквер, ул. 850-летия	50	50	100
19	10-20		50	50	100
20	0-10	Сквер, ул. Добросельская	50	50	100
21	10-20		50	15±2	31
22	0-10	Сквер, ул. Никитская	50	50	100
23	10-20		50	13±2	26
24	0-10	Бульвар, пр-т Строителей	50	50	100
25	10-20		50	42±2	85
26	0-10	Памятник природы «Сосенки»	50	16±2	32
27	10-20		50	1±1	2
28	0-10	Лес (контроль)	50	0	0
29	10-20		50	0	0

Результаты наблюдений за активностью роста *Azotobacter chroococcum* в различные годы в пробах почвы парков позволили выявить, что интенсивность роста данного микроорганизма остается примерно на одном уровне. Так, для парка «Центральный» лизис почвенных комочков составлял 4-16 % в течение трех лет (рисунок 3.12).



Рисунок 3.12 - Лизис колоний азотобактера (на примере парка «Центральный»)

В скверах, бульварах наблюдается повышенная активность азотфиксатора *Azotobacter chroococcum*, не свойственная естественным серым лесным почвам региона. Вероятно, высокую активность роста азотобактера в почвах указанных зон можно объяснить тем, что для них часто характерно повышенное по сравнению с фоновым содержание нефтепродуктов, которые могут выступать источником легко усваиваемых углеводов для *Azotobacter chroococcum*. В литературе отмечается, что углеводороды, попадающие в почву, обогащают ее углеродом и способны повысить активность биологической азотфиксации [43, 66, 159]. Увеличение интенсивности нефтяного загрязнения (до нескольких процентов) приводит к увеличению концентрации азота, являющегося следствием увеличения численности свободно живущих азотфиксаторов [137]. В литературе отмечено, что способность к фиксации азота азотобактером проявляется на средах с октаном, толуолом, салициллатом [4]. Высокие концентрации углеводородных поллютантов в почве приводят к расширению соотношения углерода и азота и частичной гипоксии, что способствует 1,5-2-кратному усилению в нефтезагрязненной почве процессов микробиологической азотфиксации [154]. Кроме того, реакция среды исследованной почвы скверов, бульваров, окраинных зон парков нейтральная или слабощелочная, что благоприятно сказывается на развитии азотобактера [100].

Загрязнение почвы исследованных территорий, вызванное антропогенным воздействием, приводит к изменению активности роста свободноживущих

азотфиксаторов *Azotobacter chroococcum* по прогрессивному типу, то есть оказывает стимулирующее влияние на метаболизм указанных микроорганизмов. Таким образом, микробные сообщества, формирующиеся в городских почвах как биотехногенной среде, обогащенной токсичными загрязнителями, способны реализовать свойственные им механизмы адаптации, обеспечивающие их жизнеспособность, и функционировать в почвах города, хотя нередко, и в измененном виде.

### **3.5. Оценка интегральной токсичности исследованных почв**

В ходе исследований была изучена интегральная токсичность почвы рекреационных территорий, в качестве тест-объектов применялись лиофилизированные люминесцентные бактерии «Эколюм». В настоящее время стандартизированные тест-культуры активно применяют для исследования состояния почв и сопредельных сред, так как тест-организмы очень динамично и быстро реагируют на изменения, происходящие в среде обитания.

При оценке экотоксичности почвы использовали следующую шкалу:

- 1) допустимая степень токсичности образца: индекс токсичности  $T$  меньше 20;
- 2) образец токсичен: индекс  $T$  равен или больше 20 и меньше 50;
- 3) образец сильно токсичен: индекс токсичности  $T$  равен или более 50.

Результаты исследований показали, что все образцы исследованной почвы характеризуются допустимой степенью токсичности ( $T < 20$ ) (таблица 3.15).

Таблица 3.15 - Интегральная токсичность почвы рекреационных территорий

№ п/п	Глубина отбора проб, см	Тип территории	Интегральная токсичность почвы	№ п/п	Глубина отбора проб, см	Тип территории	Интегральная токсичность почвы
1	0-10	Парк «Центральный»	10,3±0,3	24	0-10	Лесопарк «Дружба»	10,5±0,2
2	10-20		9,5±0,2	25	10-20		8,8±0,1
3	20-40		8,1±0,2	26	0-10		11,7±0,1
4	0-10		7,7±0,1	27	10-20		9,4±0,1
5	10-20		6,5±0,1	28	0-10		7,5±0,3
6	0-10		7,6±0,2	29	10-20		6,7±0,3
7	10-20		6,3±0,3	30	0-10		4,7±0,2
8	20-40		4,2±0,1	31	10-20		3,1±0,1
9	0-10		7,9±0,1	32	0-10		9,1±0,1
10	10-20		6,4±0,2	33	10-20		7,9±0,1
11	0-10	Парк «Добросельский»	6,3±0,1	34	0-10	Скверы	13,6±0,1
12	10-20		5,2±0,2	35	10-20		10,8±0,2
13	20-40		4,7±0,1	36	0-10		7,7±0,1
14	0-10		5,1±0,1	37	10-20		5,6±0,1
15	10-20		4,1±0,1	38	0-10		18,2±0,2
16	0-10		6,2±0,2	39	10-20		15,9±0,1
17	10-20		3,7±0,3	40	0-10		19,9±0,2
18	0-10		8,4±0,2	41	10-20		16,1±0,1
19	10-20		7,7±0,2	42	0-10		17±0,3
20	0-10	Парк «Детский»	4,6±0,1	43	10-20	Бульвар, пр-т Строителей	14,3±0,2
21	10-20		2,9±0,1	44	0-10		Лес (контр.)
22	0-10		6,2±0,2	45	10-20	5,2±0,2	
23	10-20		4,7±0,3	46	0-10	7,3±0,1	

Тем не менее, уровень токсичности почвы более высок в скверах и бульварах (рисунок 3.13). Так, среднее значение индекса токсичности в парках составляет 6,97, а в скверах – 13. Максимальное значение, которое принимал показатель токсичности в почвах парковых зон, составляет 11,7, минимальное – 3,1. Максимальное значение интегрального индекса токсичности в почвах скверов, бульваров города – 19,9, минимальное – 5,6. Наблюдалась тенденция снижения токсичности по профилю почвы, это объясняется тем, что основная масса поллютантов накапливается в верхнем слое почвы, оказывая угнетающее влияние на тест-объекты. Многими исследователями отмечалось, что при биодиагностике городских почв целесообразнее концентрироваться на показателях верхнего слоя, так как именно он подвергается большему

антропогенному воздействию и принимает загрязнения, вследствие чего его показатели характеризуются более выраженной динамикой изменения в ходе урбанизации территорий [70].

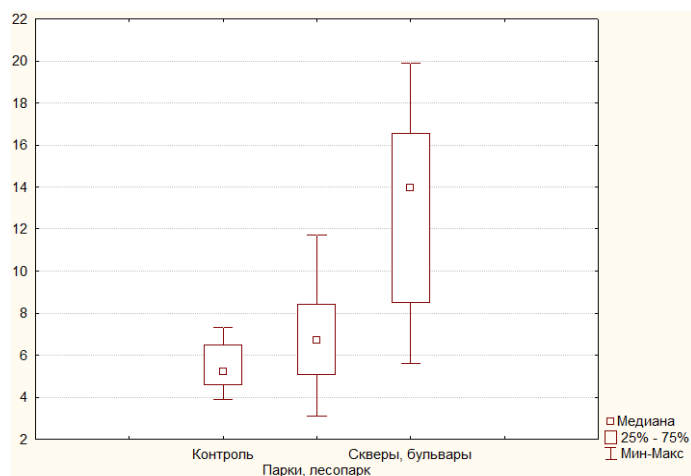


Рисунок 3.13 - Интегральная токсичность почвы рекреационных территорий (г. Владимир)

Отмечено увеличение значений индекса токсичности в точках отбора, расположенных поблизости от автодорог, то есть в тех местах, где наблюдается повышенное содержание основных в условиях города Владимира экотоксикантов – тяжелых металлов, нефтепродуктов.

### 3.6. Результаты модельного эксперимента по исследованию влияния нефтепродуктов на ферментативную активность почвы рекреационных территорий

Результаты исследований показали, что уровень загрязнения почвы рекреационных территорий г. Владимира нефтепродуктами не высок, поэтому изучить в полной мере характер и степень влияния нефтепродуктов на биологические свойства почвы рекреационных территорий не удалось. В связи с чем, был проведен лабораторный эксперимент для установления закономерностей влияния нефтяных углеводородов на биологическую активность исследуемой почвы. В стерильные чашки Петри вносили навески подготовленной сухой почвы

массой 50 г. Затем почву увлажняли до 60 % от оптимальной влагоемкости, во влажную почву вносили нефтепродукты в количестве 1 %, 5% и 10 % от массы почвы. Как уже упоминалось выше, предельно допустимая концентрация нефтепродуктов для почв разного типа в России не установлена, так как ее значение зависит от сочетания многих факторов. Как правило, исследователями в экспериментах, проводимых с целью выявления закономерностей изменения биологической активности почвы под влиянием нефтепродуктов, применяется процентное содержание нефти и нефтепродуктов в почве для выражения их концентрации [66, 151]. В нашем эксперименте в качестве нефтепродуктов использовали бензин автомобильный неэтилированный марки «Регуляр-92», экологический класс 2; дизельное топливо марки Л (летнее), экологический класс 2. Пробы почвы отбирали в центральной части городского парка «Центральный» на площадке, удаленной от пешеходных дорожек, тропинок, автодорог. Производилось равномерное загрязнение нефтепродуктами всего объема исследуемых проб почвы, для этого вносимые бензин и дизельное топливо перемешивали с почвой и распределяли в чашках Петри. Почву инкубировали в термостате при температуре 22 °С при оптимальном увлажнении (60 % от полевой влагоемкости). Эксперимент производился в трехкратной повторности. Показатели ферментативной активности почвы определяли по истечении 30 суток с начала инкубирования, такой период инкубирования считается оптимальным и наиболее информативным при определении результатов химического воздействия на почву [24]. Для определения параметров биологической активности через указанный срок почву в чашках снова перемешивали, затем отбирали пробы для исследования.

Результаты модельного эксперимента по исследованию влияния нефтепродуктов на уреазную активность почвы представлены в таблице 3.16. Исследование уреазной активности почвы было осуществлено экспресс-методом по Т.В. Аристовской и М.В. Чугуновой (по времени изменения щелочности паров над почвой в часах), поэтому в таблице представлено изменение значений рН паров над почвой.



Таблица 3.16 - Влияние загрязнения нефтепродуктами на уреазную активность почвы рекреационных территорий

Загрязняющее вещество	Доля загрязняющего вещества, %	Время увеличения щелочности воздуха над почвой, ч.									
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	24
		Значение рН паров над почвой									
Бензин	1	6	7	7	7	7	7	7,5	7,5	7,5	9
	5	6	7	7	7	7	7	7	7	7	7
	10	6	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Дизельное топливо	1	6	7	7	7,5	8	9	9	9	9	10
	5	6	7	7	7,5	8	9	9	9	9	10
	10	6	7	7,5	8	8,5	9	9,5	9,5	9,5	10
Контрольный образец	0	6	7	7	7	7	7	7	7	7	7

В образцах почвы, загрязненных дизельным топливом в концентрации до 10%, активность фермента уреазы выражено стимулировалась по сравнению с контролем и была выше, чем в пробах почвы, загрязненных бензином в той же концентрации. Внесение бензина в концентрации 5% и 10% в пробы почвы не вызывало роста уреазной активности, в пробах почвы с концентрацией бензина 1% отмечено некоторое увеличение скорости изменения рН паров над почвой.

В целом результаты эксперимента показали, что активность фермента уреазы стимулируется присутствием нефтяных углеводородов в почве в концентрации до 10 %, то есть активность уробактерий возрастает. Следовательно, загрязнение почвы нефтепродуктами может вызывать нарушение динамического микробиологического равновесия в почвенной экосистеме, связанное с изменением агробиологических показателей, менять численный состав микробиологического сообщества почвы. Полученные результаты согласуются с закономерностями изменения уреазной активности в присутствии нефтепродуктов, наблюдаемыми другими исследователями [49, 66, 151].

Результаты модельного эксперимента по исследованию влияния нефтепродуктов на каталазную активность почвы представлены в таблице 3.17.

Таблица 3.17 - Влияние загрязнения нефтепродуктами на каталазную активность почвы рекреационных территорий

Загрязняющее вещество	Доля загрязняющего вещества, %	Каталазная активность почвы, мл $\text{KMnO}_4$ / 1 г почвы за 20 мин
Бензин	1	$0,355 \pm 0,01$
	5	$0,34 \pm 0,007$
	10	$0,33 \pm 0,005$
Дизельное топливо	1	$0,398 \pm 0,008$
	5	$0,380 \pm 0,011$
	10	$0,355 \pm 0,015$
Контрольный образец	0	$0,36 \pm 0,011$

При внесении дизельного топлива в концентрации 1% в пробах почвы наблюдалось стимулирование каталазной активности по сравнению с контролем, при дальнейшем увеличении концентрации нефтяных углеводородов в почве до 5% и 10 % активность каталазы снижалась. При внесении в пробы почвы бензина в качестве нефтепродукта наблюдался иной эффект, отмечалось ингибирование фермента каталазы, которое усиливалось по мере увеличения концентрации нефтепродукта в почве. То есть характер и степень изменения каталазной активности почвы определяется не только количеством вносимого нефтепродукта, но и его химическими свойствами.

### **3.7. Регрессионный анализ зависимости изменения биологических показателей почвы городских рекреационных территорий от содержания в ней экотоксикантов и ее агрохимических свойств**

С помощью регрессионного анализа была проведена оценка связи ферментативной активности почвы с ее химическими характеристиками. Для анализа использовали метод множественной пошаговой регрессии [20, 68, 98]. Исходными предикторами (независимыми переменными) являлись: актуальная кислотность почвы ( $\text{pH}_{\text{вод.}}$ ), содержание тяжелых металлов (Pb, Zn, Co, Ni, Cr, Sr, Cu, Mn), массовая доля нефтепродуктов в почве ( $\text{C}_{\text{H}}$ ), значения суммарного показателя загрязнения почв тяжелыми металлами ( $\text{Zc}_i$ ).

Для оценки линейной связи уреазной активности почвы с ее химическими характеристиками был проведен регрессионный анализ, данные о параметрах модели приведены в таблице 3.18. В качестве показателя уреазной активности рассматривается величина времени увеличения щелочности паров, находящихся в равновесии с почвой в присутствии мочевины, за которое рН паров над почвой достигал значения 8,0, так как данное значение рН было достигнуто во всех пробах.

Таблица 3.18 - Параметры многокомпонентной регрессионной модели линейной зависимости уреазной активности от характеристик почв

Коэффициент модели	Значение коэффициента	Стандартное отклонение	Значимость
$\beta_0$	15,2	3,38	0,0002
$\beta_1$	-0,02	0,008	0,016
$\beta_2$	-1,74	0,51	0,002

Примечание:  $\beta_0$  – постоянная;  $\beta_1$  – коэффициент, характеризующий влияние содержания цинка в почве на ее уреазную активность;  $\beta_2$  – коэффициент, характеризующий влияние актуальной кислотности почвы на ее уреазную активность.

Уравнение, описывающее линейную зависимость уреазной активности от характеристик почв, выглядит следующим образом:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 \cdot X_1 + \beta_2 \cdot X_2, \quad (3.2)$$

где  $Y$  – величина времени увеличения щелочности паров, находящихся в равновесии с почвой в присутствии мочевины, ч.;

$X_1$  – содержание цинка в почве, мг/кг;

$X_2$  – актуальная кислотность почвы.

Регрессионный анализ показал, что из восьми тяжелых металлов, для которых проводился расчет, только для цинка коэффициент уравнения оказался статистически значимым, следовательно, цинк оказывает определенное влияние на уреазную активность. Коэффициент, характеризующий влияние содержания цинка в почве на ее уреазную активность, имеет отрицательный знак, то есть с ростом содержания цинка в почве, уменьшается время изменения щелочности паров над почвой, следовательно, увеличивается скорость разложения карбамида, осуществляется стимулирование уреазной активности. Многими исследователями отмечено, что цинк является важным микроэлементом в почве, активно

влияющим на биохимические процессы в ней, а также на жизнедеятельность растений [28]. Полученное уравнение также позволяет видеть, что с ростом значения рН, то есть снижением актуальной кислотности почвы, происходит увеличение скорости разложения мочевины, то есть уреазная активность повышается, что согласуется с литературными данными, другими исследователями установлено, что подкисление почвы ингибирует уреазную активность. Также имеются данные о том, что 86 % изменчивости уреазной активности почвы обусловлено изменениями реакции почвенной среды [83].

Все коэффициенты полученного уравнения значимы на 5 % уровне, но данное уравнение объясняет лишь 60 % вариации значений уреазной активности (коэффициент детерминации  $R^2 = 0,6$ ). Остальные 40 % изменчивости значений уреазной активности, вероятно, обусловлены действием иных факторов, не учитываемых в представленной модели.

Оценку связи показателей биологической активности почвы с ее физико-химическими свойствами и степенью ее загрязнения осуществляли по шкале Дворецкого по значению коэффициента детерминации ( $R^2$ ):  $R^2 < 0,3$  – слабая связь,  $R^2 = 0,31-0,5$  – умеренная связь,  $R^2 = 0,51-0,7$  – значительная связь,  $R^2 = 0,71-0,9$  – тесная связь,  $R^2 > 0,9$  – очень тесная связь. Линейная связь между значениями, принимаемыми уреазной активностью, и содержанием цинка и  $pH_{\text{вод}}$  оценивается по Дворецкому как значительная [53].

Кроме того, проведенный по мониторинговым данным почвы рекреационных территорий г. Владимира многофакторный регрессионный анализ, позволил выявить нелинейную связь между значениями уреазной активности и содержанием тяжелых металлов и нефтепродуктов в почве, были получены коэффициенты для уравнения зависимости нелинейного вида показателя уреазной активности в 2-мерном пространстве факторов: 1) концентрация нефтепродуктов в почве (мг/г); 2) суммарный показатель загрязнения тяжелыми металлами  $Z_c$ . Коэффициенты представлены в таблице 3.19.

Таблица 3.19 - Параметры многокомпонентной регрессионной модели нелинейной зависимости уреазной активности от содержания тяжелых металлов и нефтепродуктов в почве

Коэффициент модели	Значение коэффициента	Стандартное отклонение	Значимость
$\beta_0$	3,899	0,849	0,00019
$\beta_1$	-1,568	0,242	0,000003
$\beta_2$	-0,286	0,085	0,0033
$\beta_3$	0,11	0,053	0,049

Примечание:  $\beta_0$  – постоянная;  $\beta_1, \beta_3$  – коэффициенты, характеризующие влияние содержания тяжелых металлов в почве на ее уреазную активность;  $\beta_2$  – коэффициент, характеризующий совместное влияние содержания нефтепродуктов и тяжелых металлов в почве на ее уреазную активность.

Уравнение, описывающее нелинейную зависимость уреазной активности от характеристик почвы, выглядит следующим образом:

$$\ln Y = \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln X_1 + \beta_2 \cdot \ln X_1 \cdot \ln X_2 + \beta_3 \cdot \ln^2 X_1, \quad (3.3)$$

где  $Y$  – величина времени увеличения щелочности паров, находящихся в равновесии с почвой в присутствии мочевины, ч.;

$X_1$  – значение суммарного показателя загрязнения почв тяжелыми металлами ( $Zc_i$ );

$X_2$  – содержание нефтепродуктов в почве ( $Cn_i$ ), мг/г.

Исходные данные по содержанию нефтепродуктов в почве и значениям суммарного показателя загрязнения почв тяжелыми металлами, использовавшиеся при анализе, приведены в таблице 3.20. Все коэффициенты полученного уравнения значимы на 5 % уровне, данное уравнение объясняет 78 % вариации значений уреазной активности (коэффициент детерминации  $R^2 = 0,78$ ). Остальные 22 % изменчивости значений уреазной активности, вероятно, обусловлены действием иных факторов, не учитываемых в представленной модели. Связь между значениями, принимаемыми уреазной активностью, и суммарным показателем загрязнения почв тяжелыми металлами и массовой долей нефтепродуктов оценивается по Дворецкому как тесная. Данное уравнение регрессии может быть использовано в практических целях с большим успехом, чем первое, полученное для уреазной активности почвы.

Таблица 3.20 - Исходные данные для расчета зависимости уреазной активности от загрязнения почвы тяжелыми металлами и нефтепродуктами

$\ln Z_c$	$\ln C_{H_i}$
2,04	-2,35
5,62	-3,02
1,45	-3,04
1,44	-2,48
1,03	-2,88
-0,05	-3,08
1,75	-3,06
1,45	-2,3
1,13	-1,27
1,96	-2,12
1,34	-4,14
1,59	-3,86
1,98	-1,27
2,15	-1,31
1,43	-2,08
1,63	-3,08
2,43	-1,61
1,27	-3,82
1,67	-2,42
1,49	-4,02
0,79	-4,07
0,94	-1,61
0,59	-3,24
0,71	-2,86
0,67	-3,91

Уравнение (3.3) показывает, что с увеличением содержания нефтепродуктов и тяжелых металлов в почве происходит увеличение скорости разложения мочевины, то есть уреазная активность повышается. Вероятно, тяжелые металлы оказывают стимулирующее действие на уреазную активность, выступая в качестве микроэлементов. Повышение содержания в почве нефтепродуктов способствует развитию в ней улеводородокисляющих микроорганизмов, которые, в свою очередь, могут стимулировать уреазную активность почвы.

Также был проведен многофакторный регрессионный анализ по мониторинговым данным почв г. Владимира с применением метода множественной пошаговой линейной регрессии для показателя каталазной

активности почвы. Анализ позволил получить коэффициенты для уравнения линейной зависимости значений каталазной активности от актуальной кислотности почвы и содержания в почве тяжелых металлов. Рассчитанные коэффициенты приведены в таблице 3.21.

Таблица 3.21 - Параметры многокомпонентной регрессионной модели зависимости каталазной активности от актуальной кислотности почвы и содержания в почве тяжелых металлов

Коэффициент модели	Значение коэффициента	Стандартное отклонение	Значимость
$\beta_0$	0,87	0,2	0,0004
$\beta_1$	0,011	0,0031	0,0029
$\beta_2$	-0,08	0,03	0,019
$\beta_3$	0,00011	0,00005	0,046
$\beta_4$	-0,007	0,0029	0,019
$\beta_5$	0,0061	0,0027	0,036

Примечание:  $\beta_0$  – постоянная;  $\beta_1$  – коэффициент, характеризующий влияние содержания никеля в почве на ее каталазную активность;  $\beta_2$  – коэффициент, характеризующий влияние актуальной кислотности почвы на ее каталазную активность;  $\beta_3$  – коэффициент, характеризующий влияние содержания марганца в почве на ее каталазную активность;  $\beta_4$  – коэффициент, характеризующий влияние содержания хрома в почве на ее каталазную активность;  $\beta_5$  – коэффициент, характеризующий влияние содержания кобальта в почве на ее каталазную активность.

Уравнение, описывающее зависимость каталазной активности, актуальной кислотности почвы и содержания в почве тяжелых металлов, имеет линейный вид и выглядит следующим образом:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 \cdot X_1 + \beta_2 \cdot X_2 + \beta_3 \cdot X_3 + \beta_4 \cdot X_4 + \beta_5 \cdot X_5, \quad (3.4)$$

где  $Y$  – каталазная активность, мл  $\text{KMnO}_4$ / 1 г почвы за 20 мин;

$X_1$  – содержание никеля в почве, мг/кг;

$X_2$  – актуальная кислотность почвы;

$X_3$  – содержание марганца в почве, мг/кг;

$X_4$  – содержание хрома в почве, мг/кг;

$X_5$  – содержание кобальта в почве, мг/кг.

Все коэффициенты уравнения значимы на 5 % уровне, данное уравнение объясняет 72 % вариации значений каталазной активности (коэффициент детерминации  $R^2 = 0,72$ ). Остальные 28 % изменчивости значений каталазной

активности, вероятно, обусловлены действием иных факторов, не учитываемых в представленной модели. Линейная связь между значениями, принимаемыми каталазной активностью, и содержанием тяжелых металлов и  $pH_{\text{вод.}}$  оценивается по Дворецкому как тесная. Данное уравнение регрессии может быть использовано в практических целях. Полученное уравнение показывает, что увеличение содержания в почве таких металлов как никель, марганец и кобальт стимулирует каталазную активность, в то время как увеличение содержания хрома подавляет ее. В ходе регрессионного анализа содержание нефтепродуктов в почве также включили в число исходных предикторов, но коэффициент для этого признака оказался статистически незначим, поэтому не был включен в уравнение. Таким образом, нефтепродукты в том количестве, в котором они присутствовали в исследованных образцах, не оказывают явного влияния на каталазную активность почвы.

Регрессионный анализ показал, что предикторами, оказывающими наибольшее влияние на изменчивость значений каталазной активности, являются содержание никеля в почве и актуальная кислотность почвы, поэтому мы попытались глубже проанализировать связь между указанными параметрами и активностью каталазы. Для этого был проведен двухфакторный дисперсионный анализ [23, 38]. Его целью была оценка влияния содержания никеля и актуальной кислотности почвы на ее каталазную активность, таким образом, в качестве независимых предикторов выступали  $pH_{\text{вод.}}$  почвы и содержание никеля, данные по каталазной активности представляли собой результаты измерений. Первый фактор ( $pH_{\text{вод.}}$ ) имеет 4 градации, второй (содержание никеля) – 3. Каждая из переменных была закодирована, так для переменной  $pH_{\text{вод.}}$  значениям актуальной кислотности

6,0 - 6,5;

6,5 - 7,0;

7,0 - 7,5;

более 7,5



соответствовали значения 1, 2, 3, 4. Вторая переменная (содержание никеля, мг/кг) могла принимать значения 1, 2, 3, что соответствовало концентрации никеля в почве 15 - 25 мг/кг, 25,1 - 35 мг/кг, 35,1 - 50 мг/кг. Гипотеза о равенстве средних (по градациям) фактора проверялась для актуальной кислотности, содержания Ni и их совместного воздействия. Анализ выявил, что дисперсия ферментативной активности обусловлена влиянием актуальной кислотности почвы и совместным действием концентрации никеля в почве и ее актуальной кислотности. Двухфакторное взаимодействие можно описать как изменение значений каталазной активности, наблюдающееся при различной реакции среды под воздействием никеля. На графике (рисунок 3.14) по оси абсцисс отложены коды, соответствующие градациям первого фактора ( $pH_{\text{вод.}}$ ), по оси ординат отложены значения каталазной активности. Символами закодированы разные концентрации никеля в почве. Всего имеется 12 средних значений каталазной активности, соответствующих сочетаниям взаимодействия. Рамочками показаны 95 % доверительные интервалы для средних.

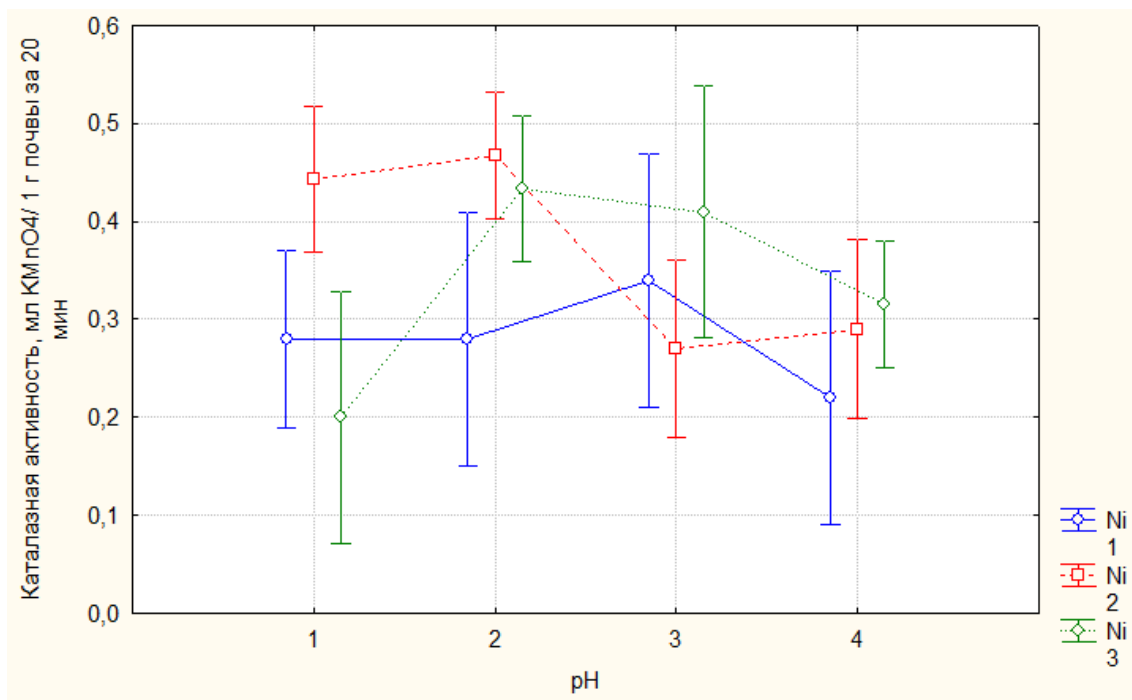


Рисунок 3.14 - Изменение каталазной активности при различной реакции среды под воздействием никеля

Графическое представление результатов двухфакторного дисперсионного анализа показывает, что увеличение содержания никеля в почве оказывает стимулирующее влияние на ее каталазную активность. Данный эффект наиболее выражено проявляется при содержании никеля в почве выше фонового по области в условиях нейтральной или слабощелочной реакции почвенной среды.

Для интенсивности процесса нитрификации также был проведен регрессионный анализ, в качестве независимых переменных выступали показатели актуальной кислотности почвы и содержания нефтепродуктов в почве. Коэффициенты уравнения регрессии представлены в таблице 3.22.

Таблица 3.22 - Параметры многокомпонентной регрессионной модели зависимости процесса нитрификации от характеристик почвы

Коэффициент модели	Значение коэффициента	Стандартное отклонение	Значимость
$\beta_0$	8,32	1,27	0,000001
$\beta_1$	-0,19	0,051	0,0014
$\beta_2$	-2,17	0,639	0,0026

Примечание:  $\beta_0$  – постоянная;  $\beta_1$  – коэффициент, характеризующий влияние содержания нефтепродуктов в почве на процесс нитрификации;  $\beta_2$  – коэффициент, характеризующий влияние актуальной кислотности почвы на процесс нитрификации.

В результате анализа было выведено регрессионное уравнение следующего вида:

$$\ln Y = \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln X_1 + \beta_2 \cdot \ln X_2, \quad (3.5)$$

где  $Y$  – концентрация нитрат-ионов в пробе почвы после 30-дневной экспозиции, мг/кг;

$X_1$  – содержание нефтепродуктов в почве ( $C_{H_i}$ ), мг/г;

$X_2$  – актуальная кислотность почвы.

Данное уравнение (3.5) описывает всего 57 % изменчивости значений концентрации нитрат-ионов в пробах почвы. Зависимость процесса нитрификации от химических характеристик почвы выражается в увеличении концентрации нитрат-ионов в пробах почвы с уменьшением массовой доли нефтепродуктов в ней. Такие результаты согласуются с данными, полученными другими исследователями, о высокой чувствительности процесса нитрификации к

"нефтяному" загрязнению почвы; процесс нитрификации ингибируется любой концентрацией углеводов [65].

Таким образом, регрессионный анализ, проведенный на основании мониторинговых данных параметров биологической активности с учетом выявленного в почвах рекреационных территорий г. Владимира диапазона загрязнения тяжелыми металлами и нефтепродуктами, позволил заключить: 1) повышенное по сравнению с фоном содержание отдельных тяжелых металлов оказывает стимулирующее влияние на активность рассматриваемых ферментов (уреаза, каталаза); 2) выявлено отрицательное влияние увеличения концентрации хрома на каталазную активность, данный эффект особенно выражен при нейтральной реакции среды; для уреазной активности наблюдалась такая же закономерность, но коэффициент простой линейной корреляции между значениями уреазной активности и содержанием хрома оказался статистически незначим (0,038), вероятно, эффект может маскироваться локальными различиями в свойствах почв; 3) увеличение содержания никеля (выше фоновых значений, но ниже предельно допустимой концентрации) оказывает стимулирующее воздействие на каталазную активность почвы, этот эффект наиболее выражен при нейтральной реакции среды; 4) нитрифицирующая активность подавляется присутствующими в почве нефтяными углеводородами. Кроме того, было обнаружено, что с ростом массовой доли нефтепродуктов в почве увеличивается ее уреазная активность, такой эффект соответствует результатам, полученным другими исследователями о стимуляции уреазной активности нефтепродуктами концентрацией в почве до 10% [148].

### **3.8. Исследование пространственных изменений биологической активности почвы городских рекреационных территорий с использованием кластерного анализа**

Для выявления пространственных закономерностей изменения биологической активности почв на исследованных территориях был применен

кластерный анализ с использованием метода «дальнего соседа» [134, 160]. Исследование проведено на нормированных биологических показателях почвы, полученных в 2011-2012 гг. (таблица 3.23).

В результате анализа выделено 3 зоны (кластера) с разным характером биологической активности почв, которые представлены на рисунке 3.15 в виде вертикальной дендрограммы. Средние значения биологических показателей, суммарного показателя содержания тяжелых металлов и массовой доли нефтепродуктов в этих зонах представлены в таблице 3.24.

Таблица 3.23 - Нормированные биологические показатели почвы исследованных зон (2011-2012 гг.)

№ почвенного образца / Биологический показатель	Каталазная активность, мл $KMnO_4$ / 1 г почвы за 20 мин	Время увеличения щелочности паров над почвой (уреазная активность), ч.	Количество нитратов после 30-дневной экспозиции, мг/кг	Интенсивность роста азотфиксатора, % обростания почвенных комочков
1	0,555198398	-0,964836303	-1,35480735	-0,299135279
2	-0,363328363	0,241209076	-0,26998393	-0,554607955
3	-0,66950395	0,241209076	0,116026856	-0,4617088
4	-1,38391365	-1,26634765	-1,06330265	1,69819655
5	-0,363328363	-0,964836303	-0,600089706	-0,624282321
6	-1,38391365	0,54272042	-0,780050597	-0,624282321
7	0,146964282	0,241209076	0,668421602	-0,624282321
8	-0,771562479	-1,26634765	-1,14156966	1,69819655
9	-1,58803071	0,844231765	-0,267055573	-0,624282321
10	-0,66950395	-0,964836303	-0,70657544	-0,624282321
11	-0,771562479	0,241209076	1,42074331	-0,624282321
12	-0,66950395	0,844231765	-0,691933652	-0,624282321
13	1,16754957	-0,964836303	-0,559891342	0,490507538
14	1,06549104	-0,964836303	-0,0703231788	1,69819655
15	0,146964282	-0,361813613	-0,994086923	-0,624282321
16	0,0449057528	-0,964836303	1,74259645	1,69819655
17	-0,159211305	-1,26634765	-0,279301432	1,69819655
18	-1,58803071	2,05027714	1,28736993	-0,624282321
19	0,759315456	0,844231765	-0,559891342	-0,624282321
20	0,759315456	-0,361813613	2,11263437	1,69819655
21	0,35108134	0,844231765	1,75324502	-0,624282321
22	1,67784222	-0,361813613	-0,387118238	-0,624282321
23	1,37166663	0,844231765	0,350295471	-0,624282321
24	1,77990075	0,844231765	-0,541522552	-0,624282321
25	0,555198398	2,05027714	0,816170558	-0,624282321

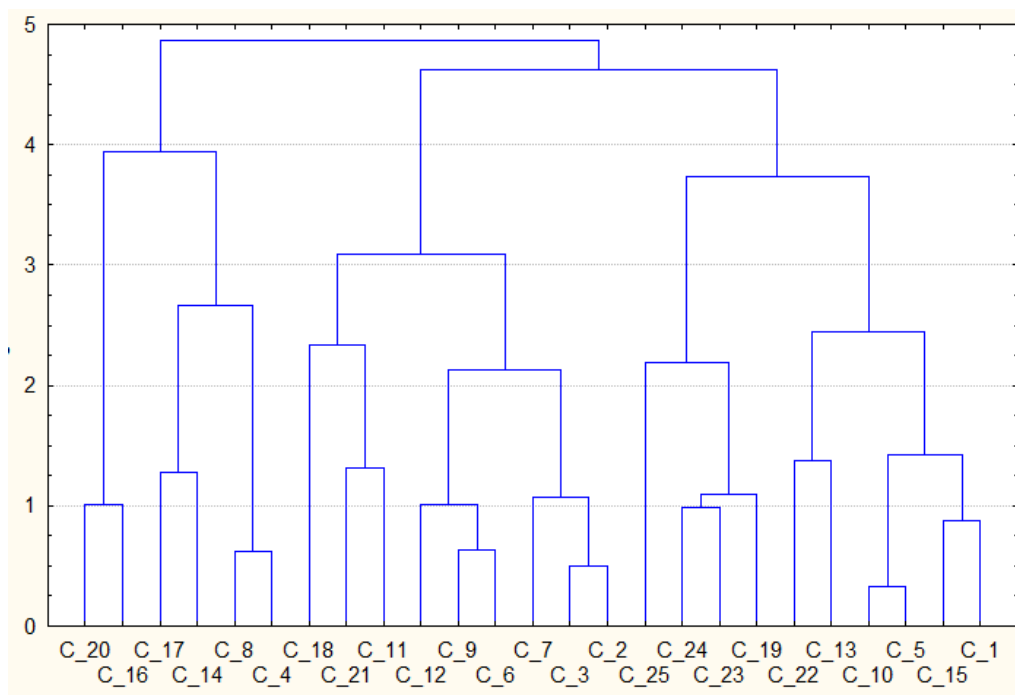


Рисунок 3.15 - Дендрограмма объединения значений биологических показателей в зоны (кластеры) методом дальнего соседа

Таблица 3.24 - Средние значения показателей биологической активности исследуемых почв, суммарного содержания в них тяжелых металлов и массовой доли нефтепродуктов

Зона (кластер)	Каталазная активность, мл $\text{KMnO}_4$ /1 г почвы за 20 мин	Уреазная активность (время разложения карбамида), ч.	Количество нитратов после 30-дневной экспозиции, мг/кг	Интенсивность роста азотфиксатора, % обрастания почвенных комочков	Суммарный показатель загрязнения почвы тяжелыми металлами	Массовая доля нефтепродуктов в почве, мг/г
А	0,35 (0,037)	1,92 (0,24)	116,28 (21,4)	100 (0,001)	6,33 (1,21)	0,12 (0,039)
В	0,28 (0,023)	4,72 (0,32)	121,65 (11,94)	1,11 (0,81)	3,57 (0,54)	0,061 (0,028)
С	0,42 (0,026)	5,7 (1,99)	91,1 (7,39)	6,2 (1,05)	4,27 (0,76)	0,11 (0,025)

\* - в скобках указана ошибка среднего значения

Результаты, представленные в таблице 3.24 показывают, что зона А, отличающаяся самыми высокими средними значениями содержания тяжелых металлов и нефтепродуктов, в то же время характеризуется достаточно высокими

значениями параметров биологической активности. Так, скорость разложения мочевины и интенсивность роста *Azotobacter chroococcum* в данной зоне заметно выше, чем в остальных. Вероятно, это объясняется определенным стимулирующим влиянием доз поллютантов на некоторые биологические показатели. В отличие от зоны А зона В имеет низкие количественные показатели суммарного содержания тяжелых металлов и массовой доли нефтепродуктов, тем не менее средние значения параметров биологической активности почвы невысоки, ферментативная активность почвы имеет средние значения. Точки зоны В характеризуются самой низкой интенсивностью роста азотфиксаторов на элективной среде, что видимо связано с отсутствием в почве исследованных зон подходящих условий для функционирования данного вида бактерий (нейтральный рН, высокое содержание органического вещества, фосфора, калия). Зона С по загрязненности тяжелыми металлами и нефтепродуктами занимает промежуточное положение между зонами А и В. Однако, интенсивность процесса нитрификации и уреазная активность почвы в указанном кластере самые низкие. Интересно отметить, что средние значения показателя каталазной активности самые высокие в кластере С.

Таким образом, кластерный анализ позволил выделить группы точек с преобладанием тех или иных показателей активности. Однако, выделенные группы не имеют четкой пространственной локализации. Более того, точки, принадлежавшие к какой-либо группе в 2011 году, в 2012 году оказываются в других группах. Так, образцы, отобранные в разные годы в окраинных зонах парков Добросельский и Центральный, оказались в разных кластерах. Такая картина подтверждает сделанный ранее вывод, что почвенная микробиота изученных рекреационных зон города представляет собой весьма пеструю, динамично меняющуюся пространственно-временную мозаику локальных «микросостояний» с весьма изменчивой структурой биологической активности. Какие-либо закономерности выявляются лишь при усреднении данных по многолетнему ряду наблюдений.

### 3.9. Оценка состояния почвы городских рекреационных территорий на основании интегрального показателя биологического состояния

В настоящее время оценка состояния почв проводится в большинстве случаев на основании концентрации в них поллютантов, хотя целесообразнее было бы нормировать загрязнение почвы по ее реакции на содержание загрязнителей, а не по концентрации вещества (экотоксиканта). Для того чтобы сохранить полноценное выполнение почвой своих экологических функций, следует рассматривать ее как компонент биогеоценоза, потому нормирование загрязнения следует проводить по степени нарушения экологических функций почвы. Такое нормирование будет действительно экологическим. При исследовании закономерностей влияния того или иного загрязняющего вещества, либо их совокупности, на экологическое состояние почвы и ее биологическую активность многие исследователи считают целесообразным применение так называемого интегрального показателя эколого-биологического состояния почвы [24, 48]. Указанный показатель рассчитывается на основе набора наиболее информативных показателей биологической активности почвы. В нашем исследовании в качестве показателей эколого-биологического состояния почвы мы использовали следующие параметры: интенсивность обрастания почвенных комочков бактериями рода *Azotobacter chroococcum*, уреазную и каталазную активность почвы, интенсивность нитрификации, интегральную токсичность почвы.

Микроорганизмы *Azotobacter chroococcum* не обнаруживаются в некультуренных серых лесных почвах Владимирской области, поэтому их наличие в исследованных пробах почвы рекреационных территорий города сигнализирует об изменении эколого-биологического состояния почвы, бактерии рода *Azotobacter* успешно используют как индикаторные на урбаногенез. Такие биохимические показатели как уреазная и каталазная активность традиционно применяют в целях биодиганостики и биомониторинга состояния почвы, поскольку они, как правило, выраженно коррелируют с уровнями загрязнения и

имеют меньшее варьирование значений в пространстве и во времени в сравнении с микробиологическими. Показатель интенсивности нитрификации характеризуют способность почвы к самоочищению от органических загрязнителей, а также чутко реагирует на ее загрязнение нефтепродуктами. Интегральная токсичность также является информативным показателем эколого-биологического состояния почвы, так как тест-организмы очень динамично и быстро реагируют на изменения, происходящие в среде обитания.

При расчете интегрального показателя биологического состояния почвы (ИПБС) за 100% принималось значение каждого показателя в незагрязненной почве и по отношению к нему в процентах выражалось значение этого же показателя в других пробах, то есть относительный показатель

$$B_1 = (B / B_{\text{фон.}}) \cdot 100\%, \quad (3.6)$$

где  $B$  – значение показателя в пробе;

$B_{\text{фон.}}$  – фоновое значение показателя (значение показателя в незагрязненной почве).

Затем определялось среднее значение показателя

$$B_{\text{ср}} = (B_1 + B_2 + B_3 + \dots + B_n) / n, \quad (3.7)$$

где  $n$  – число показателей.

$$\text{ИПБС} = (B_{\text{ср}} / B_{\text{ср.мах}}) \cdot 100 \%, \quad (3.8)$$

где  $B_{\text{ср.мах}}$  – максимальное среднее значение показателя.

Данная методика дает возможность интегрировать (объединить) относительные значения различных показателей, абсолютные значения которых с трудом могут подвергаться сравнению, так как имеют разные единицы измерения.

Согласно экотоксикологическим нормативам уровень влияния загрязнения на биологические процессы в почве необходимо определять по отклонению активности внеклеточных биопроцессов как  $< 10\%$  – мало опасный,  $10\text{--}25\%$  – умеренно опасный,  $25\text{--}30\%$  – опасный и  $> 50\%$  – очень опасный уровень влияния [161].

В ходе работы был получен массив значений интегрального показателя биологического состояния почвы рекреационных территорий (таблица 3.25).



Таблица 3.25 - Значения интегрального показателя эколого-биологического состояния почвы рекреационных территорий г. Владимира

№ п/п	Тип территории	ИПБС, %	№ п/п	Тип территории	ИПБС, %
1	Парк	9,2	26	Парк	8,1
2		7,9	27		4,4
3		4,5	28		5,9
4		4,3	29		6,4
5		5,2	30		5,3
6		4,2	31		4,3
7		6,4	32		5,4
8		7,7	33		6,5
9		4,4	34		5,7
10		4,5	35		8,2
11		5,2	36		4,5
12		4,6	37		6,3
13		5,6	38		6,3
14		7	39		7,1
15		5,1	40		17,2
16		4,9	41		11,4
17		5,5	42		11,7
18		4,2	43	Бульвар	48
19		4,6	44		35,9
20		5,7	45	Сквер	31,8
21		4,6	46		5,4
22		4,4	47		32,2
23		6,8	48		6,76
24		4,09	49	Памятник природы	5,8
25	5,9	50	31,3		

В исследованных образцах почвы отклонение активности биопроцессов находится на мало опасном уровне в 86 % проб, умеренно опасном - в 6 % проб, опасном – в 8 % проб. Причем это отклонение не всегда выражается в снижении биологической активности, так в случае с бактериями рода *Azotobacter*, наоборот, наблюдается увеличение их обилия в антропогенно преобразованных почвах по сравнению с фоновыми.

Наибольшие значения ИПБС принимал в пробах почвы скверов, бульвара и окраинных зон парков, то есть на указанных территориях отклонение активности биологических процессов от таковой в незагрязненных почвах наибольшее. Вероятно, это связано с тем, что почвы скверов, бульваров, аллей и окраинных зон парков характеризуются большим уровнем загрязнения по сравнению с

почвами тех зон парков и лесопарков, которые защищены от влияния локальных источников загрязнения. То есть почвы рекреационных территорий, занятых небольшими по площади массивами зеленых насаждений, располагающихся непосредственно в городе и окруженных многочисленными потенциальными источниками загрязнения, очень чувствительны к происходящим в окружающей среде негативным изменениям и возрастающему антропогенному влиянию.

В целом эколого-биологическое состояние почвы рекреационных территорий г. Владимира можно характеризовать как удовлетворительное, так как для подавляющего большинства исследованных проб почвы уровень влияния загрязнения на биологическую активность оценивается как мало опасный, то есть отклонение напряженности биопроцессов в почве от фоновой их активности незначительное. Следовательно, интенсивность деградиционных процессов для почвы рекреационных территорий города невелика, почва указанных зон способна выполнять свои экологические функции.

### **3.10. Выводы к главе 3**

1. Значения каталазной активности почвы рекреационных территорий города в большинстве своем соответствуют таковым для незагрязненных почв Владимирской области, что указывает на благоприятное состояние почвы для роста растений, а также свидетельствует об эффективности зеленых насаждений для защиты почвенного покрова урбанизированных территорий от загрязнений.

2. Почва рекреационных зон города характеризуется высокой интенсивностью процесса разложения мочевины, то есть высокой уреазной активностью, что свидетельствует о наличии значительной потенциальной самоочищающей способности у исследованной почвы.

3. Уровень целлюлозолитической активности почвы парковых территорий города более высокий по сравнению с фоновыми серыми лесными почвами области, что свидетельствует о запасе органического вещества в почве указанных зон и характеризует ее состояние как благоприятное.

4. Экологическое состояние почвы рекреационных территорий города можно характеризовать как удовлетворительное, так как уровень ее загрязнения техногенными поллютантами допустимый, агрохимические свойства более благоприятные, чем свойства естественных серых лесных почв области.

5. Интенсивно протекающие процессы нитрификации в почвах рекреационных территорий свидетельствует об их высокой потенциальной самоочищающей способности, характеризуют ее плодородие, указывают на благоприятное состояние почвы для роста растений.

6. Загрязнение почвы исследованных территорий, вызванное антропогенным воздействием, приводит к изменению активности роста свободноживущих азотфиксаторов *Azotobacter chroococcum* по прогрессивному типу.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Как отмечалось ранее, большая часть современного загрязнения почвы рекреационных территорий в городе Владимире обусловлена атмосферными примесями, которые поступают в воздух города от различных источников выбросов, затем рассеиваются над территорией, постепенно попадая на поверхность почвы в результате сухого осаждения и мокрого выпадения. В городе располагается четыре промышленных зоны со стационарными источниками загрязнения, среди которых предприятия химической промышленности, предприятия строительного комплекса, асфальтобетонный завод, ТЭЦ и др., эти объекты могут являться значительными источниками поступления тяжелых металлов в окружающую среду. Кроме того, в г. Владимире зарегистрировано более 330 тысяч единиц автотранспорта, которые также представляют собой мощный источник выбросов тяжелых металлов. Значительное загрязнение тяжелыми металлами, особенно свинцом, цинком, кадмием обнаруживается в городе вблизи автострад [87, 114]. В связи с чем, особое внимание в диссертационной работе было уделено загрязнению почвенного покрова рекреационных территорий тяжелыми металлами, а также характеру и степени влияния данных поллютантов на биологические свойства почвы, особенно в зонах парков и скверов, граничащих с автодорогами.

Тяжелые металлы, поступающие в почву в результате антропогенной деятельности, безусловно, оказывают влияние на почвенный микробоценоз, ферментативную активность, общую напряженность биологических процессов в почве [80, 112, 132]. Но в ходе данной работы статистически достоверной связи между активностью роста и интенсивностью жизнедеятельности микроорганизмов цикла азота и концентрацией тяжелых металлов в почве не было обнаружено. Несимбиотические азотфиксаторы *Azotobacter chroococcum* не проявили выраженной реакции на тяжелые металлы, присутствующие в почвенном покрове рекреационных территорий. Для показателя интенсивности нитрификации зависимость от концентрации тяжелых металлов в почве

характеризовалась как слабая отрицательная, то есть с повышением содержания поллютантов отмечалось снижение активности процесса нитрификации. Показатели цикла азота являются чувствительными к факторам среды, поэтому агрохимические свойства почвы, ее водно-воздушный режим, гранулометрический и механический состав могли оказывать на параметры азотфиксации, нитрификации, денитрификации большее влияние, чем содержание экотоксикантов в почвенном покрове, особенно при невысоком уровне загрязнения, характерном для рекреационных территорий г. Владимира.

Активность фермента каталазы в исследованной почве проявляла зависимость от содержания в ней тяжелых металлов, линейная связь между значениями каталазной активности и загрязнением почвы тяжелыми металлами статистически характеризовалась как тесная. Присутствие некоторых тяжелых металлов, например, никеля, кобальта, марганца в той концентрации, в которой они обнаружены в исследованных почвах рекреационных территорий, стимулировало активность каталазы. В то время как другие тяжелые металлы, например, хром, вызывали ингибирование каталазной активности.

Уреазная активность стимулировалась наличием в почвенном покрове рекреационных территорий повышенных по сравнению с фоновыми по Владимирской области концентраций тяжелых металлов. Но следует отметить, что почва всех исследованных рекреационных зон города характеризуется допустимым уровнем загрязнения тяжелыми металлами ( $Z_c < 16$ ). Превышение предельно допустимых концентраций наблюдалось: для свинца - в 40,4 % проб, для цинка - в 55,3 % проб, для кобальта – в 12,8 % проб, для марганца – в 10,6 %, по хрому и никелю превышений предельно допустимой концентрации не было отмечено. То есть с точки зрения загрязнения тяжелыми металлами, почвы исследованных территорий характеризуются относительно удовлетворительным состоянием. Возможно, при более высоком уровне загрязнения почвы тяжелыми металлами и более значительном превышении предельно допустимых концентраций этих поллютантов регистрировалось бы ингибирование активности

фермента уреазы. Так, некоторыми авторами отмечается ингибирование уреазной активности в присутствии высоких доз тяжелых металлов [5].

Изучение интенсивности разложения целлюлозы дает возможность судить о скорости распада растительных остатков, в состав которых всегда входит значительное количество клетчатки, а также до некоторой степени об обеспеченности почвы азотом, так как интенсивное протекание этого процесса невозможно без достаточного количества связанных форм азота [8]. В научной литературе отмечается увеличение целлюлозолитической активности почвы, характеризующейся повышенным по сравнению с фоновым содержанием тяжелых металлов, так как в данном случае тяжелые металлы выступают в качестве микроэлементов, стимулирующих разложение целлюлозы [125]. Для почвы парка «Центральный» даже в зонах удаленных от автодорог было обнаружено, что содержание большинства измеренных тяжелых металлов выше фонового, например, для свинца - в 1,4-2,0 раза, для цинка - в 1,9 раза, для кобальта – в 1,3-3,5 раза; целлюлозолитическая активность при этом была на 6-10 % выше по сравнению с контрольной почвой. Для почвы лесопарка «Дружба» также обнаружено превышение фонового содержания тяжелых металлов, по свинцу – в 3,9-5,3 раза, по цинку – в 1,54-1,9 раза, по кобальту – 1,15-1,71 раза; целлюлозолитическая активность почвы для данного парка на 3-4 % выше. В почве сквера на улице 850-летия превышение фонового содержания тяжелых металлов составляет: по свинцу – в 4,8-5,1 раза, по цинку – в 1,99-3,5 раза, по кобальту – 1,6-2,2 раза; при этом целлюлозолитическая активность на 6-7 % выше, чем в контрольном образце. Результаты проведенного исследования в целом подтверждают тенденцию к повышению целлюлозолитической активности с увеличением содержания тяжелых металлов в почве. Но очевидно также, что изменчивость значений показателя целлюлозолитической активности не следует однозначно связывать с концентрацией тяжелых металлов в почве, так как в естественной среде скорость разложения клетчатки в почве определяется множеством факторов. На процессах разложения целлюлозы сказывается обеспеченность почвенного покрова азотом, подвижными формами фосфора и

калия, наличие в почве доступного для разложения органического вещества и др. Так, в почве бульвара на проспекте Строителей обнаружено превышение фонового содержания тяжелых металлов в 2,7-3,6 раза по свинцу, в 2,2 раза по цинку, в 1,9-3,4 раза по кобальту, между тем целлюлозолитическая активность почвы почти в 2 раза ниже по сравнению с контрольной почвой.

Продуктами разложения целлюлозы являются этанол, органические кислоты (уксусная, муравьиная, молочная), молекулярный водород, углекислый газ [58], поступление органических кислот в почву в результате деятельности целлюлозолитиков должно вызывать ее подкисление. Но для почвенного покрова исследованных зон, наоборот, отмечено снижение кислотности по сравнению с контрольными образцами, реакция среды почвы рекреационных территорий города варьировалась от нейтральной до слабощелочной. Это связано не только с тем, что интенсивность разложения клетчатки в исследованных почвах была невысока (целлюлозолитическая активность характеризовалась как слабая), но и с тем, что кислотность городских почв, как правило, ниже, чем у природных, в связи с попаданием в почву с поверхностным стоком хлоридов кальция и натрия, а также других солей, которые используют для посыпания тротуаров и дорог в зимнее время года, что подтверждается исследованиями ряда авторов [89, 146].

Основным источником загрязнения нефтепродуктами почв городов, расположенных вдали от мест добычи нефти, являются автозаправочные станции города и разветвленная сеть автотранспортных магистралей. Работа автотранспорта может приводить к загрязнению почвы значительными количествами нефтяных углеводородов и серьезно влиять на экологическую обстановку в городе. Несмотря на невысокий уровень загрязнения нефтепродуктами исследованных почв, в ходе работы все же отмечалось влияние данного вида поллютантов на биологические свойства почвы и ее микробиологическую и ферментативную активность. Как известно, активность ферментов является чутким индикатором уровня загрязненности почв нефтяными углеводородами [178]. Уровень активности окислительно-восстановительных ферментов, например, каталазы, дегидрогеназы является одним из критериев

способности почвы к самоочищению от нефтяных углеводородов. Так, каталаза, осуществляющая катализ реакции разложения перекиси водорода на воду и молекулярный кислород, приносит доступный активный кислород микроорганизмам, участвующим в процессах разложения нефти [67, 148]. Присутствие в почве нефтепродуктов оказывает неоднородный эффект на ферментативную активность почвы. В данном исследовании результаты показали, что активность каталазы, в пределах выявленных для рекреационных зон г. Владимира уровней загрязнения почвы нефтепродуктами не проявила высокой чувствительности к указанному параметру. Вероятно, это связано с низким уровнем содержания нефтяных углеводородов в исследованных почвах, концентрация нефтепродуктов в них составляла не более 0,5 мг/г, что соответствует слабому уровню загрязнения почвы (повышенный фон по классификации Ю.И. Пиковского) [113]. Но литературные данные свидетельствуют, что активность каталазы находится в обратной зависимости от содержания нефтепродуктов, снижается по мере увеличения их концентрации, причем концентрация нефтепродуктов в модельном опыте варьировалась от 1,21 мг/г до 131 мг/г [148].

Результаты исследований позволили установить положительную зависимость между скоростью разложения мочевины и содержанием в почве нефтепродуктов, загрязнение почвы нефтепродуктами стимулировало уреазную активность исследованных почв. Активность уреазы является одним из важнейших показателей биологической активности почв [34], и, как правило, в нефтезагрязненных почвах наблюдается ее повышение вследствие увеличения содержания органического углерода, установления восстановительных условий, наличия парафиновых углеводородов [67, 71].

Интересно отметить, что нефтяные углеводороды, попадающие в почву, обогащают ее углеродом и способны повысить активность биологической азотфиксации [75]. В частности, в некоторых пробах почвы с исследованных рекреационных территорий наблюдался активный рост азотфиксатора *Azotobacter chroococcum*, хотя изначально микроорганизмы данного вида не характерны для



серых лесных почв. Но подщелачивание почвы, происходящее в условиях города, а также увеличившееся содержание органического углерода в почве вследствие загрязнения создает условия для роста азотобактера.

При наличии в почве нефтепродуктов увеличивается количество легкодоступного углерода. Рост автотрофных нитрификаторов угнетается в средах, содержащих большое количество легкоусвояемых органических веществ, это задерживает их развитие. Органическое вещество почв представлено главным образом гуминовыми веществами, на которые приходится, например, в черноземе 71-91 % общего углерода, а легкоусвояемые водорастворимые органические вещества составляют не более 0,1 % общего углерода. Следовательно, нитрификаторы обычно не встречаются в почве больших количеств легкоусвояемого органического вещества [58]. Результаты данного исследования показали, что интенсивность процесса нитрификации снижается при загрязнении почвенного покрова нефтепродуктами. Нитрификаторы проявили чувствительность даже к малым дозам экотоксиканта в почве.

Таким образом, загрязнение почвы исследованных рекреационных территорий, вызванное антропогенным воздействием, приводит в итоге к снижению видового разнообразия и изменению видового состава микробоценоза почвы. Так, высокая активность уреазы, наблюдающаяся в загрязненных нефтепродуктами почвах, способствует росту содержания аммиачной формы азота в загрязненной почве, а, следовательно, и повышению численности аммонифицирующих микроорганизмов [172, 180]. Увеличение содержания нефтяных углеводов в почве приводит к увеличению концентрации в ней азота, являющегося следствием увеличения численности свободно живущих азотфиксаторов. Присутствие нефтепродуктов вызывает снижение численности автотрофных нитрифицирующих бактерий в связи с указанными выше причинами, следовательно, основную роль в процессах нитрификации в почве начинают играть гетеротрофные бактерии и грибы. Кроме того, в почвенном покрове наблюдается увеличение численности штаммов-деструкторов нефтепродуктов, что, очевидно, связано с потреблением ими нефтяных

углеводородов [40], возрастает численность уробактерий. Наличие тяжелых металлов в почве в повышенной концентрации стимулирует целлюлозолитическую активность, следовательно, растет численность микроорганизмов, разлагающих клетчатку.

В ходе работы для оценки состояния почвы исследуемых территорий был определен интегральный показатель ее биологического состояния, который характеризует отклонение уровня биологических и биохимических процессов, протекающих в почве, от типичных для нее значений. Загрязнение почвы, вызванное антропогенным воздействием, может оказывать влияние на ее биологические показатели, не только ингибируя их, но и изменять их значения по прогрессивному типу, то есть вызывать усиление их активности. Так, отмечается возрастание активности свободноживущих азотфиксаторов *Azotobacter chroococcum* и активности фермента уреазы в почве при загрязнении почвенного покрова нефтепродуктами. Интегральный показатель биологического состояния позволяет характеризовать состояние почвы, учитывая как ингибирование, так и стимуляцию биологических процессов в ней, происходящие за счет антропогенного или техногенного воздействия. На основании значений ИПБС, полученных в ходе проведенной работы, можно характеризовать состояние исследованной почвы как удовлетворительное, так как в большей части исследованных образцов почвы уровень влияния загрязнения на биологическую активность оценивается как мало опасный, то есть отклонение активности внеклеточных биопроцессов составляет не более 10 %. Умеренно опасный уровень влияния загрязнения на биологическую активность регистрировался в почвенных образцах рекреационных территорий небольшой площади (скверы, бульвар) и в зонах крупных парков, подвергающихся влиянию автодорог.

В ходе исследований определялась также экотоксичность почвы рекреационных территорий. Токсический эффект, оказываемый поллютантами на тест-объекты, пропорционально выражался в уменьшении интенсивности их биолюминесценции вследствие воздействия химических веществ, присутствующих в анализируемых пробах. В качестве тест-объекта были

использованы люминесцентные бактерии препарата «Эколюм». С точки зрения интегральной экотоксичности, состояние почвы исследованных территорий характеризуется как удовлетворительное, так как все исследованные в ходе работы образцы имели допустимую степень токсичности (индекс токсичности  $T$  меньше 20). Хотя в некоторых пробах почвы с территории скверов и бульвара, расположенных вблизи автомобильных дорог с интенсивным потоком транспорта, отмечались значения индекса токсичности, близкие к верхней границе значений, при которых степень токсичности определяется как допустимая. Так, в пробах почвы бульвара на проспекте Строителей индекс токсичности был равен 17, в пробах почвы скверов на улицах 850-летия и Добросельской – 18,2 и 19,9, соответственно.

Сравнив результаты исследований для различных категорий зеленых насаждений, можно заключить, что наиболее загрязненными и подверженными антропогенному и техногенному влиянию являются почвы скверов и бульвара. Среди почв четырех исследованных скверов наименее благоприятная ситуация складывается в скверах на улице 850-летия и на улице Чайковского. В почве этих скверов отмечается наиболее высокий уровень загрязнения тяжелыми металлами и нефтепродуктами. Индекс интегральной токсичности для почвы сквера на улице 850-летия равнялся 18,2, что близко к уровню значений, при котором образец почвы считается токсичным (индекс  $T$  равен или больше 20 и меньше 50: образец токсичен). Отклонение активности внеклеточных биопроцессов для почвы указанного сквера составило 32,2 %, такой уровень влияния загрязнения на биологические процессы считается опасным. Вероятно, неблагоприятное состояние почвы сквера на улице 850-летия определяется его расположением, так как сквер окружен автомобильными дорогами с четырех сторон, кроме того, находится в непосредственной близости к обширной северной промышленной зоне города. Площадь сквера составляет всего 0,48 га, древесная растительность разрежена, и даже наличие кустарниковой живой изгороди не обеспечивает должной защиты почвенного покрова от загрязнений.

Почва бульвара на проспекте Строителей загрязнена наиболее сильно по сравнению с почвой других исследованных рекреационных территорий, в ней отмечался самый высокий среди изученных проб почвы уровень загрязнения нефтепродуктами (0,28 мг/г), содержание свинца и цинка превышало предельно допустимые концентрации, содержание кобальта, хрома, марганца было близко к предельно допустимым значениям. Отклонение активности внеклеточных биопроцессов для почвы бульвара составило 48%, что характеризует уровень влияния загрязнения на биологические процессы в ней как опасный.

Среди почв парков наиболее благоприятная ситуация складывается в парке «Добросельский» и лесопарке «Дружба». Почва участков этих рекреационных территорий, удаленных от автодорог, по своему экологическому состоянию приближена к фоновым серым лесным почвам Владимирской области. В окраинных же зонах этих парков, подвергающихся влиянию автодорог, в отдельных точках отмечалось содержание поллютантов, превышающее предельно допустимые значения. Уровень загрязнения тяжелыми металлами почвенного покрова парков «Центральный» и «Детский» выше, чем в почве парка «Добросельский» и лесопарка «Дружба». Уровень влияния загрязнения на биологические процессы в почвенном покрове исследованных парковых территорий характеризуется как малоопасный в 82 % проб и только в 18 % - как умеренно опасный.

В целом экологическое состояние почвы парков, особенно в центральной их части, можно охарактеризовать как благоприятное. Интенсивность биологических процессов в почве указанных зон в основном соответствует таковой в серых лесных почвах Владимирской области, не подвергающихся антропогенному преобразованию. Результаты проведенных исследований свидетельствуют о высокой средозащитной способности зеленых насаждений города, поскольку поток поллютантов перехватывается приграничными (буферными) почворастительными полосами, которые препятствуют проникновению загрязнителей вглубь озелененного пространства. Тем не менее, следует отметить, что в условиях города идет явная трансформация почв в метаболическом аспекте

(по прогрессивному типу для некоторых показателей, например, урезная активность, целлюлозолитическая активность). В экологическом плане эти результаты можно считать признаком ответной приспособительной реакции почвенного покрова на внешние нагрузки антропогенного характера.

Основные научные выводы:

1. Содержание тяжелых металлов в почве рекреационных территорий г. Владимира в основном превышает фоновый уровень, установленный для Владимирской области. На исследованных территориях обнаружены локальные накопления отдельных элементов (Pb, Zn, Co, Mn) в концентрациях выше предельно допустимых. Приоритетными загрязнителями являются соединения свинца и цинка. Уровень загрязнения исследованных почв нефтепродуктами низкий.

2. Параметры биологической активности рекреационных зон города обнаруживают большую пространственную вариабельность, обусловленную преимущественно локальными особенностями почвы в точках отбора проб. В условиях антропогенного воздействия отмечается трансформация почвы исследованных территорий в метаболическом аспекте, в том числе по прогрессивному типу для ряда показателей: урезная активность, целлюлозолитическая активность, обилие микроорганизмов рода *Azotobacter*.

3. Загрязнение почвы тяжелыми металлами отражается на ее биологической активности: концентрация тяжелых металлов в почве выше фоновых значений стимулирует урезную активность; повышенное по сравнению с фоном содержание отдельных тяжелых металлов (Co, Mn, Ni) вызывает рост активности каталазы в почве, этот эффект наиболее выражен при нейтральной реакции среды.

4. Присутствующие в почве исследованных зон нефтепродукты оказывают угнетающее воздействие на интенсивность процесса нитрификации; по мере роста концентрации нефтепродуктов в почве отмечается нарастание урезной активности, а также увеличение обилия азотобактера.

5. Используемые в работе показатели биологической активности продемонстрировали различную чувствительность к химическому загрязнению почвы. Наиболее информативными следует считать показатели активности почвенных ферментов: уреазы и каталазы.

6. Экологическое состояние почвы рекреационных территорий г. Владимира характеризуется как удовлетворительное, так как для подавляющего большинства исследованных проб почвы (86 %) уровень влияния загрязнения на биологическую активность оценивается как мало опасный, то есть отклонение напряженности биопроцессов в почве от фоновой их активности незначительное.

7. Наиболее выражены изменения биологической активности почвы в скверах и бульварах, так как рекреационные зоны небольшой площади обладают меньшей средозащитной способностью, следовательно, более чувствительны к загрязнению и антропогенному давлению, тогда как биологическая активность почв парковых зон более стабильна.

**СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ**

1. Абрамян, С.А. Изменение ферментативной активности почвы под влиянием естественных и антропогенных факторов / С.А. Абрамян // Почвоведение. – 1992. - № 7. – С. 70-82. – ISSN 0032-180X
2. Агаркова, М.Г. Биологическая активность почв урбанизированных территорий / М.Г. Агаркова, М.Н. Строганова, И.Н. Скворцова // Вестник Москов. Ун-та, серия 17. Почвоведение. – 1994. - № 1. – С.45-49. – ISSN 0137-0944
3. Агрэкология / Под ред. В.А. Черникова, А.И. Чекереса. – М.: Колос, 2000. – 536 с. - ISBN 5-10-003269-3
4. Алехин, В.Г. Биологическая активность и микробиологическая рекультивация почв, загрязненных нефтепродуктами / В.Г. Алехин, В.Т. Емцев, Е.А. Рогозина, А.И. Фахрутдинов // Биологические ресурсы и природопользование: Сборник науч. трудов. – Нижневартовск: Изд-во Нижневарт. пед. ин-та, 1998. – С. 95.
5. Алхутова, Е.Ю. Оценка предельно допустимой техногенной нагрузки на почву, загрязненную тяжелыми металлами путем учета фитомассы растений: автореф. дисс. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / Алхутова Екатерина Юрьевна. – М., 2010. – 24 с.
6. Анисимов, В.С. Оценка миграционной способности и фитотоксичности Zn в системе почва-растение / В.С. Анисимов, Н.И. Санжарова, Л.Н. Анисимова, С.А. Гераськин [и др.] // Агрехимия. – 2013. - № 1. – С. 64-74. – ISSN 0002-1881
7. Аринушкина, Е.В. Руководство по химическому анализу почв / Е.В. Аринушкина. – М.: Изд-во Московского ун-та, 1971. – 487 с.
8. Аристовская, Т.В. Большой практикум по микробиологии / Т.В. Аристовская [и др.]. – М.: Наука, 1962. – 720 с.
9. Аристовская, Т.В. Микробиология подзолистых почв / Т.В. Аристовская [и др.]. – М.: Наука, 1965. - 186 с.

10. Аристовская, Т.В. Микробиология процессов почвообразования / Т.В. Аристовская. – СПб.: Наука, 1980. – 187 с.
11. Аристовская, Т.В. Экспресс – метод определения биологической активности почвы / Т.В. Аристовская, М.В. Чугунова // Почвоведение. - 1989. - № 11. - С. 142 – 147. - ISSN 0032-180X
12. Артамонова, В.С. Эколого-физиологическое разнообразие микробных сообществ в техногенно-нарушенных ландшафтах Кузбасса / В.С. Артамонова, В.А. Андроханов, В.А. Соколов, И.В. Лютых [и др.]. // Сибирский экологический журнал. – 2011. - № 5. – С. 735-746. - ISSN: 0869-8619
13. Арышева, С.П. Изучение миграционной способности Рb в системе почва-растение и его фитотоксичность в почвах разного типа // С.П. Арышева, В.С. Анисимов, Н.И. Санжарова // Агрехимия. – 2013. - № 1. – С. 85-94. – ISSN 0002-1881
14. Бабьева, И.П. Биология почв: учебник / И.П. Бабьева, Г.М. Зенова. – 2-е изд., перераб. и доп. – М.: Изд-во МГУ, 1989. – 336 с.
15. Бармин, А.Н. Современные проблемы городских почв / А.Н. Бармин, А.В. Синцов // Геология, география и глобальная энергия. – 2007. - № 2. – С. 26-29. – ISSN 1818-5196
16. Безкоровайная, И.Н. Биологическая диагностика и индикация почв: Краткий курс лекций / И.Н. Безкоровайная. – Красноярск: Краснояр. гос. аграр. ун-т, 2001. – С. 12- 17.
17. Безуглова, О.С. Влияние города на почвообразование и свойства почв / О.С. Безуглова, С.Н. Горбов, И.В. Морозов // в кн. «Экологические проблемы антропогенных ландшафтов Ростовской области». Том 1. Экология города Ростова-на-Дону. – Ростов-на-Дону: Изд-во СКНЦВШ, 2003. – С. 182–240.
18. Безуглова, О.С. Урбопочвоведение: учебник / О.С. Безуглова, С.Н. Горбов, И.В. Морозов, Д.Г. Невидомская. – Ростов-на-Дону: Изд-во ЮФУ, 2012. – 264 с. - ISBN 978-5-9275-0948-5
19. Биологические основы плодородия почвы / под. ред. О.А. Берестецкого. – М.: Колос, 1984. - 287 с.



20. Богатова, В.П. Регрессионный анализ данных на ПК в примерах и задачах (система STATISTICA) / В.П. Богатова. – Воронеж: Воронеж. гос. ун-т, 2001. – 35 с.
21. Бондарев, А.Г. Теоретические основы и практика оптимизации физических условий плодородия почв / А.Г. Бондарев // Почвоведение. - 1994. - № 11. - С. 10-15. - ISSN 0032-180X
22. Вадюнина, А.Ф. Методы исследования физических свойств почвы / А.Ф. Вадюнина, З.А. Корчагина. - М.: Агропромиздат, 1986. - 416 с.
23. Валеев, С.Г. Практикум по прикладной статистике: учебное пособие / С.Г. Валеев, В.Н. Клячкин. – Ульяновск: УлГТУ, 2008. – 129 с. - ISBN 978-5-9795-0318-9
24. Вальков, В.Ф. Почвоведение: учебник для вузов / В.Ф. Вальков, К.Ш. Казеев, С.И. Колесников. – М.: ИКЦ «Март», 2004. – 496 с. - ISBN: 5-241-00405-X
25. Виноградский, С.Н. Микробиология почвы. Проблемы и методы: 50 лет исследований / С.Н. Виноградский. - М.: Наука, 1952. – 890 с.
26. Владимиров, В.В. Урбоэкология: курс лекций / В.В. Владимиров. – М.: Изд-во МНЭПУ, 1999. – 204 с. - ISBN 5-7383-0079-3
27. Владыченский, А.С. Органическое вещество и биологическая активность постагрогенных почв южной тайги (на примере Костромской области) / А.С. Владыченский, В.М. Телеснина, К.А. Румянцева, Т.А. Чалая // Почвоведение. – 2013. - № 5. – С. 570-582. - ISSN 0032-180X
28. Водяницкий, Ю.Н. Загрязнение почв тяжелыми металлами и металлоидами и их экологическая опасность (аналитический обзор) / Ю.Н. Водяницкий // Почвоведение. – 2013. - № 7. – С. 872-881. - - ISSN 0032-180X
29. Водяницкий, Ю.Н. Оценка загрязнения почвы по содержанию тяжелых металлов в профиле / Ю.Н. Водяницкий, А.С. Яковлев // Почвоведение. – 2011. - № 3. – С. 329-335. - ISSN 0032-180X
30. Вуколов, Э.А. Основы статистического анализа. Практикум по статистическим методам и исследованию операций с использованием пакетов

STATISTICA и EXCEL / Э.А. Вуколов. – 2-е изд. - М.: Форум, 2008. – 464 с. - ISBN: 978-5-91134-231-9

31. Вяль, Ю.А. Оценка биологической активности почвы городских ландшафтов (на примере г. Заречный) / Ю.А. Вяль, А.В. Шиленков // Известия Пензенского гос.пед.ун-та имени В.Г. Белинского, серия Естест.науки. – 2009. - № 14(18). - С. 7-10. - ISSN 1999-7116

32. Габбасова, И.М. Агроэкологическая оценка почв парков мегаполисов / И.М. Габбасова, Р.Ш. Афзалов // Вестник Оренбургского Университета. - 2006. – № 10. - С. 362-367. - ISSN 1814-6465

33. Галиулин, Р.В. Ферментативная индикация загрязнения почв тяжелыми металлами / Р.В. Галиулин, Р.А. Галиулина // Агрехимия. – 2006. – №11. – С. 84-95. – ISSN 0002-1881

34. Галстян, А.Ш. Унификация методов определения активности ферментов почв / А.Ш. Галстян // Почвоведение. - 1978. - № 2. - С. 107-114.

35. Гельцер, Ю.Г. Биологическая диагностика почв / Ю.Г. Гельцер. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1986. – 80 с.

36. Гельцер, Ю.Г. Показатели биологической активности в почвенных исследованиях / Ю.Г. Гельцер // Почвоведение. - 1990. – № 9. - С. 47 – 60. - ISSN 0032-180X

37. Герасимова, М.И. Антропогенные почвы / М.И. Герасимова, М.Н. Строганова, Н.В. Можарова, Т.В. Прокофьева. – Смоленск: Ойкумена, 2003. –268 с. - ISBN: 5-93-520039-2

38. Гланц, С. Медико-биологическая статистика / Стентон Гланц; перевод с англ. докт. физ.-мат. наук Ю.А. Данилова; [под ред. Н.Е. Бузикашвили и Д.В. Самойлова]. – М.: Практика, 1999. – 462 с. - ISBN 5-89816-009-4

39. Глебова, О.В. Природный комплекс большого города (Ландшафтно-экологический анализ) / О.В. Глебова, Э.Г. Коломыц, Г.С. Розенберг [и др.]. – М.: Наука, МАИК: Наука / Интерпериодика, 2000. – 273 с. - ISBN: 5-02-002587-9

40. Гоголева, О.А. Угледородоокисляющие микроорганизмы природных экосистем / О.А. Гоголева, Н.В. Немцева // Бюллетень Оренбургского научного

центра УрО РАН (электронный журнал). – 2012. - №2; URL: <http://elmag.uran.ru:9673/magazine/Numbers/2012-2/Articles/GogolevaOA-2012-2.pdf> (дата обращения: 11.04.2014) - ISSN 2304-9081

41. Горбов, С.Н. Биологическая активность почв городских территорий (на примере г. Ростов-на-Дону) / С.Н. Горбов, О.С. Безуглова // Научный журнал КубГАУ. – 2013. - № 85(01). – С. 1-15.

42. ГОСТ 14. 4. 4. 02. 84. Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического и гельминтологического анализа. - М.: Изд-во стандартов, 1984.

43. Громов, Б.В. Экология бактерий / Б.В. Громов, Г.В. Павленко. - Л.: Изд-во ЛГУ, 1989. - 246 с.

44. Гусев, М.В. Микробиология: учебник для студ. биол. специальностей вузов / М.В. Гусев, Л.А. Минеева. – 4-е изд., стер. – М.: Издательский центр «Академия», 2003. – 464 с. - ISBN: 5-7695-1403-5

45. Гутина, В.Н. Физиология нитрифицирующих бактерий / В.Н. Гутина. - М.: Изд-во Моск. ун-та, 1963. - 505 с.

46. Дабахов, М.В. Методические подходы к комплексной оценке полиметаллического загрязнения почв / М.В. Дабахов, Е.В. Дабахова // Агрехимический вестник. – 2011. – № 6. – С. 9-11. - ISSN: 0235-2516

47. Дабахов, М.В. Тяжелые металлы в парковых почвах города / М.В. Дабахов, Е.В. Чеснокова // Экология урбанизированных территорий. - 2007. – № 3. - С. 41-46. - ISSN 1816-1863

48. Девятова, Т.А. Биоэкологические принципы мониторинга и диагностики загрязнения почв / Т.А. Девятова // Вестник ВГУ. Серия: Химия. Биология. Фармация. – 2005. - № 1. – С. 105-106. - ISSN 0234-5439

49. Добровольская, Т.Г. Бактерии гидролитического комплекса в лесных гидроморфных почвах / Т.Г. Добровольская, Т.Б. Меньших, Г.Р. Добровольская [и др.]. // Почвоведение. - 2000. – № 10. - С.1242 – 1246. - ISSN 0032-180X

50. Добровольский, Г.В. Почвы. Энциклопедия природы России / Г.В. Добровольский, Б.В. Шеремет, Т.В. Афанасьева [и др.]. – М.: АБФ, 1998. – 368 с.

51. Добровольский, Г.В. Сохранение почв как незаменимого компонента биосферы: функционально-экологический подход / Г.В. Добровольский, Е.Д. Никитин. – М.: Наука, МАИК «Наука/Интерпериодика», 2000. – С.185.
52. Доспехов, Б.А. Биологическая активность длительно удобренных почв / Б.А. Доспехов // Изв. ТСХА. – 1967. - № 32. – С.42-46.
53. Доспехов, Б. А. Методика полевого опыта (с основами статистической обработки результатов исследований) / Б.А. Доспехов. — 5-е изд., перераб и доп. - М.: Агропромиздат, 1985. - 351 с.
54. Евдокимова, Г.А. Биологическая активность почв в условиях аэротехногенного загрязнения на Крайнем Севере / Г.А. Евдокимова, Е.Е. Кислых, Н.П. Мозгова. - Л.: Наука, 1984. - 120 с.
55. Евдокимова, Г.А. Эколого-микробиологические основы охраны почв Крайнего Севера / Г.А. Евдокимова. - Апатиты: Кольск. научн. Центр РАН, 1995. - 272 с.
56. Евреинова, А.В. Использование показателей биологической активности для мониторинга и диагностики загрязнения почв тяжелыми металлами II класса опасности / А.В. Евреинова, А.А. Попович, С.И. Колесников // Современные проблемы загрязнения почв: Матер. Междунар. науч. конф. - М.: Изд-во МГУ, 2004. – С. 207-208.
57. Ежегодный доклад. О состоянии окружающей среды и здоровья населения Владимирской области в 2012 году. – Владимир: Администрация Владимирской области, 2013. – 20-й выпуск. – С. 12-18.
58. Емцев, В.Т. Микробиология: учебник для вузов / В.Т. Емцев, Е.Н. Мишустин. – 5-е изд., перераб. и доп. – М.: Дрофа, 2005. – 445 с. - ISBN 5-7107-7750-1
59. Завальцева, О.А. Комплексная оценка эколого-геохимического состояния территории г. Ульяновска / О.А. Завальцева, Л.В. Коновалова, Н.М. Аванесян // Экология и промышленность России. – 2012. - № 2. – С. 55-59. - ISSN: 1816-0395

60. Заварзин, Г.А. Введение в природоведческую микробиологию / Г.А. Заварзин, Н.Н. Колотилова. – М.: Книжный дом “Университет”, 2001. – 256 с. - ISBN 5-8013-0124-0
61. Заварзин, Г.А. Лекции по природоведческой микробиологии / Г.А. Заварзин. – М.: Наука, 2004. – 348 с. - ISBN 5-02-009878-7
62. Записки Владимирских краеведов. Природа Владимира: сборник. – Владимир: Владимирский фонд культуры, 2000. – 4-й выпуск. – С. 75-91
63. Звягинцев, Д.Г. Методы почвенной микробиологии и биохимии / Д.Г. Звягинцев, И.В. Асеева, И.П. Бабьева [и др.]. – М.: Изд-во Моск. Ун-та, 1980. – С. 224.
64. Зенова, Г.М. Практикум по биологии почв / Г.М. Зенова, А.А. Степанов, А.А. Лихачева [и др.]. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 2001. – 132 с. - ISBN/ISSN:5-211-04657-9
65. Иванов, А.В. Гигиеническая оценка загрязнения почв на территории нефтедобывающих регионов Республики Татарстан / А.В. Иванов, А.А. Тафеева // Гигиена и санитария. - 2009. – № 3. - С. 41. - ISSN 0016-9900
66. Илюшкина, Л.Н. Биологическая активность почв урболандшафтов г. Ростова-на-Дону и г. Азова: автореф. дисс. ... канд. биол. наук: 03.00.27, 03.00.16 / Илюшкина Любовь Николаевна. – Ростов-на-Дону: КМЦ «Копицентр», 2004. – 24 с.
67. Исмаилов, Н.М. Микробиология и ферментативная активность нефтезагрязненных почв / Н.М. Исмаилов // Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем. - М.: Наука, 1988. - С. 42-56.
68. Кабанов, С.В. Использование пакета Statistica 5.0 для статистической обработки опытных данных / С.В. Кабанов. – Саратов: Сарат. гос. агр. ун-т, 2001. – 42 с.
69. Кабата-Пендиас, А. Микроэлементы в почвах и растениях / А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас. - М.: Мир, 1989. - 439 с.
70. Капралова, О.А. Влияние урбанизации на эколого-биологические свойства почв г. Ростова-на-Дону / О.А. Капралова // Инженерный вестник Дона

(электрон. науч. журнал). – 2011. – № 4; URL: <http://www.ivdon.ru/magazine/archive/n4y2011/594> (дата обращения 11.04.2014) - ISSN: 2073-8633

71. Киреева, Н.А. Биологическая активность нефтезагрязненных почв / Н.А. Киреева, В.В. Водопьянов, А.М. Мифтахова. – Уфа: Гилем, 2001. – 356 с.

72. Киреева, Н.А. Микробиологическая активность загрязненных нефтепродуктами лесных почв / Н.А. Киреева, Г.Ф. Рафикова, Г.Г. Кузяхметов // Лесоведение. - 2009. - № 3. - С. 52-58. - ISSN 0024-1148

73. Кириенко, О.А. Микробиологическая оценка экологического состояния урбанизированных почв / О.А. Кириенко, Е.Л. Имранова // Экология урбанизированных территорий. - 2008. – № 4. - С. 57-61. - ISSN 1816-1863

74. Ковриго, В.П., Кауричев И.С., Бурлакова Л.М. Почвоведение с основами геологии / В.П. Ковриго, И.С. Кауричев, Л.М. Бурлакова; под ред. В.П. Ковриго. - М.: Колос, 2000. – 416 с. - ISBN 5-10-003135-2

75. Когут, Б.М. Содержание и состав ПАУ в почвах парков Москвы / Б.М. Когут, Е. Шульц, А.Ю. Галактионов [и др.]. // Почвоведение. - 2006. – № 10. - С. 1182-1189. - ISSN 0032-180X

76. Козлова, А.А. Учебная практика по физике почв: учеб.-метод. пособие / А. А. Козлова. – Иркутск: Изд-во Иркут. гос. ун-та, 2009. – 81 с.

77. Колесников, С.И. Влияние загрязнения фтором, бором, селеном, мышьяком на биологические свойства чернозема обыкновенного / С.И. Колесников, А.А Попович, К.Ш. Казеев [и др.]. // Почвоведение. - 2008. – № 4. - С. 448-453. - ISSN 0032-180X

78. Колесников, С.И. Ранжирование химических элементов по степени их экологической опасности для почвы / С.И. Колесников, С.В. Пономарева, К.Ш. Казеев, В.Ф. Вальков // Доклады РАСХН. - 2010. - № 1. - С. 27-29.

79. Колесников, С.И. Сравнительная оценка устойчивости биологических свойств черноземов юга России к загрязнению Cr, Cu, Ni, Pb в модельном эксперименте / С.И. Колесников, М.В. Ярославцев, Н.А. Спивакова, К.Ш. Казеев // Почвоведение. – 2013. - № 2. – С. 195-200. - ISSN 0032-180X

80. Колесников, С.И. Экологические функции почв и влияние на них загрязнения тяжелыми металлами / С.И. Колесников // Почвоведение. – 2002. - № 12. – С. 1509-1514. - ISSN 0032-180X

81. Конышева, Е.Н. Влияние тяжелых металлов и их детоксикантов на ферментативную активность почв / Е.Н. Конышева, И.С. Коротченко // Вестник КрасГАУ. – 2011. – вып.1. – С.114-119. - ISSN 1819-4036

82. Коротченко, И.С. Фитотоксичность и ферментативная активность чернозема выщелоченного при загрязнении тяжелыми металлами / И.С. Коротченко // Вестник КрасГАУ. – 2011. – вып.5. – С.109-115. - ISSN 1819-4036

83. Косолапова, А.В. Оценка изменений свойств почв под влиянием антропогенных факторов / А.В. Косолапова // Вестник Воронежского пед. ун-та. - 2006. – № 5. - С. 5-6.

84. Купревич, В.Ф. Биологическая активность почвы и методы ее определения / В.Ф. Купревич // Докл. АН СССР, т. 79. - 1951. - С. 863-866.

85. Курманбаев, А.А. Влияние антропогенных загрязнений на биологическую активность почв Казахстана / А.А. Курманбаев, Э.Р. Файззулина, С.А. Айткельдинова // Современные проблемы загрязнения почв: Матер. II Междунар. науч. конф. - М.: Изд-во МГУ, 2007. – С. 97-101.

86. Кутузова, Р.С. Автотрофная нитрификация и гетеротрофные процессы в почве / Р.С. Кутузова // Почвоведение. - 1993. - № 6. - С. 62 – 70. - ISSN 0032-180X

87. Ларина, Г.Е. Загрязнение тяжелыми металлами почв газонов Ленинского района г. Москвы / Г.Е. Ларина, А.И. Обухов // Почвоведение. - 1996. – № 11. - С. 1404-1408. - ISSN 0032-180X

88. Левин, С.В. Тяжелые металлы как фактор антропогенного воздействия на почвенную микробиоту. Микроорганизмы и охрана почв / С.В. Левин, В.С. Гузеев, И.В. Асеева [и др.]. - М.: Изд-во МГУ, 1989. С. 3-46.

89. Лепнева, О.М. Тяжелые металлы в почвах и растениях территории МГУ / О.М. Лепнева, А.И. Обухов // Вестн.Моск.Ун-та, сер.7. Почвоведение. - 1987. - № 1. - с.36-42.

90. Люлин, С.Ю. Микробные сообщества городских почв и влияние поллютантов на популяцию *Escherichia coli* в системе почва – растение: автореф. дисс. ... канд. биол. наук: 03.00.07 / Люлин Станислав Юрьевич. – М., 2007. - 24 с.
91. Макурина, О.Н. Влияние минимизации обработки почв на их эколого-биохимические характеристик / О.Н. Макурина, Г.В. Милюткина // Вестник СамГУ. - 2006. – № 7. - С. 47-49. - ISSN 1810-5378
92. Малинина, М.С. Влияние растений и микробной активности на содержание металлов в почвенных растворах дерново-подзолистой почвы в условиях модельного эксперимента / М.С. Малинина, Даис Махер Али, Т.Н. Большева // Почвоведение. – 2011. - № 3. – С. 336-345. - ISSN 0032-180X
93. Мамонтов, В.Г. Общее почвоведение / В.Г. Мамонтов, Н.П. Панов, И.С. Кауричев [и др.]. – М.: КолосС, 2006. – 456 с.
94. Мартыненко, И.А. Состав и строение почвенного покрова лесных, лесопарковых и парковых территорий г. Москвы / И.А. Мартыненко, Т.В. Прокофьева, М.Н. Строганова // Лесные экосистемы и урбанизация. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2008. – С. 69-90.
95. Марфенина, О.Е. Особенности комплексов микроскопических грибов урбанизированных территорий / О.Е. Марфенина, Н.М. Каравайко, А.Е. Иванова // Микробиология. – 1996. – Т. 65. - № 1. – С. 119-124. – ISSN 0026-3656
96. Мергель, А.А. Роль корневых выделений растений в трансформации азота и углерода в почве / А.А. Мергель, А.В. Тимченко, В.Н. Кудеяров // Почвоведение. – 1996. - № 10. – С. 1234-1239. - ISSN 0032-180X
97. Методы общей бактериологии / Под ред. Ф. Герхардта. - М.: Наука, 1984. – 124 с.
98. Мешалкина, Ю.Л. Математическая статистика в почвоведении: практикум / Ю.Л. Мешалкина, В.П. Самсонова. – М.: МАКС Пресс, 2008. – 84 с. - ISBN 978-5-317-02231-0
99. Миненко, А.К. Функциональная зависимость микробоценоза дерново-подзолистых почв от кислотного режима / А.К. Миненко // Почвоведение. Использование земельных ресурсов. – 2008. - № 2. – С. 1-13. - ISSN 0032-180X



100. Мосина, Л.В. Азотфиксирующая активность почв под насаждениями рекреационных лесов / Л.В. Мосина, В.В. Паракин, Н.М. Грачева. – М.: Изд-во Моск. с.-х. акад., 1991. – С. 49-54.
101. Мотузова, Г.В. Экологический мониторинг почв / Г.В. Мотузова, О.С. Безуглова. – М.: Академический проект, 2007. – 237 с. - ISBN: 978-5-98426-061-9
102. Мукинина, И.А. Влияние экологических факторов на биологическую активность серых лесных почв / И.А. Мукинина // Лесоведение. - 2005. – № 5. - С.41-45. - ISSN 0024-1148
103. Муха, В.Д. Естественно-антропогенная эволюция почв (общие закономерности и зональные особенности) / В.Д. Муха. – М.: Колос, 2004. – С. 92-101. - ISBN 5-9532-0241-5
104. Мынбаева, Б.Н. Подавление биохимической активности загрязненных городских почв / Б.Н. Мынбаева, А.В. Медведева // Известия АГУ. – 2011. - № 3-2(71). – С. 23-25. - ISSN 1561-9443
105. Мыслыва, Т.Н. Тяжелые металлы в урбаноземах парково-рекреационных ландшафтов г. Житомир / Т.Н. Мыслыва // Агрохимия. – 2011. - № 1. – С. 67-74. – ISSN 0002-1881
106. Напрасникова, Е.В. Уреазная активность и рН как показатели состояния почв городов Восточной Сибири / Е.В. Напрасникова // Почвоведение. - 2005. – № 11. - С. 1345-1352. - ISSN 0032-180X
107. Напрасникова, Е.В. Экологическое состояние почвенного покрова юго-западного побережья оз. Байкал / Е.В. Напрасникова // Сибирский медицинский журнал. – 2008. - № 2. – С. 69-71. - ISSN 1815-7572
108. Нетрусов, А.И. Экология микроорганизмов: учебник для студ. вузов / А.И. Нетрусов, Е.А. Бонч-Осмоловская, В.М. Горленко [и др.]. – М.: Издательский центр «Академия», 2004. – 272 с. - ISBN 5-7695-1566-X
109. Новоселова, Е.И. Роль ферментативной активности в осуществлении почвой трофической функции в условиях нефтяного загрязнения / Е.И. Новоселова, А.Ф. Тухватуллина // Вестник ОГУ. – 2009. - № 6(100). – С. 592-593. - ISSN 1814-6465

110. Общая микробиология / Под ред. проф. А.Е. Вершигоры. – Киев: Выща Школа, 1988. – 343 с.

111. Павлова, И.Б. Экология бактерий в популяции / И.Б. Павлова, А.В. Куликовский, К.М. Джентемирова [и др.]. // Вестн. с.-х. науки. - 1990. – № 2 (401). - С. 75 – 78.

112. Павлова, Н.Н. Некоторые показатели биологической активности почвенных микроорганизмов как индикаторы антропогенного загрязнения почв тяжелыми металлами и радионуклидами // Н.Н. Павлова, Е.И. Егорова // Современные проблемы загрязнения почв: тезисы докл. II Международной конференции. Т.2. – М.: Изд-во МГУ, 2007. – С. 146-147.

113. Пиковский, Ю.И. Природные и техногенные потоки углеводов в окружающей среде / Ю.И. Пиковский. - М.: Изд-во МГУ, 1993. - 208 с. - ISBN 5-211-02466-4

114. Пляскина, О.В. Загрязнение городских почв тяжелыми металлами / О.В. Пляскина, Д.В. Ладонин // Почвоведение. - 2009. - № 7. – С. 877-885. - ISSN 0032-180X

115. ПНДФ 16.1.21-98 «Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в пробах почв на анализаторе жидкости «Флюорат-02-2М»». – СПб.: Люмэкс, 1999. – 13 с.

116. ПНДФ Т 14.1:2:3:4.11-04 «Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению интенсивности бактериальной биолюминесценции тест-системой «Эколюм»». – М., 2004. – 17 с.

117. Попутников, В.О. Изменение характера землепользования и его воздействие на почвы и почвенный покров Московских парков «Тушинский» и «Покровское-Стрешнево» / В.О. Попутников // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. – 2010. - № 1. – С. 17-23. – ISSN 0137-0944

118. Практикум по агрохимии: учебное пособие / Под ред. академика РАСХН В.Г. Минеева. – 2-е изд., перераб. и доп. – М.: Изд-во МГУ, 2001. – С. 69. - ISBN 5-211-04265-4

119. Практикум по микробиологии / Под ред. Нетрусова А.И. - М.: АСАДЕМА, 2005 – 267 с.
120. Практикум по микробиологии: учебное пособие / Под ред. Н.С. Егорова. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1976. – 307 с.
121. Прокопович, Е.В. Биоценотические связи и особенности почвообразования в лесных экосистемах импактной зоны Среднеуральского медеплавильного завода / Е.В. Прокопович, П.В. Мещеряков, И.Н. Коркина // Природная и антропогенная динамика наземных экосистем: Мат. Всерос. конф. – Иркутск: изд-во Иркутского техн. госун-та, 2005. - С. 261–265.
122. Прунтова, О.В. Курс лекций по общей микробиологии и основам вирусологии. Ч. 1 / О.В. Прунтова, О.Н. Сахно, М.А. Мазиров. – Владимир: Изд-во Владим. гос. ун-та, 2006. – 192 с. - ISBN 5-89368-672-1
123. Рентгенофлуоресцентный анализ объектов окружающей среды: учебное пособие / авт.-сост.: Л.А. Ширкин; Владим. гос. ун-т. – Владимир: Изд-во Владим. гос. ун-та, 2009. – 65с. - ISBN 978-5-89368-919-8
124. Рубенчик, Л.И. Микроорганизмы – биологические индикаторы / Л.И. Рубенчик. – Киев.: Изд – во “Наукова Думка ”, 1972. – 165 с.
125. Рылова, Н.Г. Изменение целлюлазной активности почв в результате загрязнения тяжелыми металлами / Н.Г. Рылова, Н.Ф. Степуть // Вестник Удмуртского Университета. - 2005. – № 10. - С.63-68. - ISSN 1999-8597
126. Рысбаева, Г.А. Роль спонтанной и внесенной микрофлоры в биодеградациии углеводов нефти в нефтезагрязненных почвах ЮКО: автореф. дисс. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / Рысбаева Гаухар. – Алматы, 2007. – 24 с.
127. Саэт, Е.Ю. Геохимия окружающей среды / Е.Ю. Саэт. - М.: Наука, 1990. - 268 с.
128. Самонова, О.А. Пространственно-временное варьирование содержания тяжелых металлов в дерново-подзолистых почвах / О.А. Самонова, Н.С. Касимов, Н.Е. Кошелева // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение. - 2000. - № 2. - С. 20. – ISSN 0137-0944

129. Санитарно-эпидемиологические требования к качеству почвы: сан.-эпидем. правила и нормативы СанПиН 2.1.7.1287-03. - М.: Роспотребнадзор, 2005. - 19 с. - ISBN 5-7508-0622-7

130. Саулебекова, А.К. Экологическое состояние нефтезагрязненных почв различных месторождений Атырауской области: автореф. дисс. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / Саулебекова Айман. – Алматы, 2007. – 21 с.

131. Сахно, О.Н. Экология микроорганизмов: учебное пособие / О.Н. Сахно, Т.А. Трифонова. – Владимир: Изд-во Владим. гос. ун-та, 2007. – 64 с. - ISBN 5-89368-714-0

132. Свистова, И.Д. Микробиологическая интоксикация урбаноземов г. Воронеж / И.Д. Свистова, Н.Н. Талалайко, А.П. Щербаков // Вестн. ВГУ. Сер. Химия. Биология. – 2003. - № 2. – С. 146-150.

133. Свистова, И.Д. Накопление токсичных видов микроскопических грибов в городских почвах / И.Д. Свистова // Гигиена и санитария. – 2003. - № 5. – С. 39-44. - ISSN 0016-9900

134. Симчера, В.М. Методы многомерного анализа статистических данных: учеб.пособие / В.М. Симчера. – М.: Финансы и статистика, 2008. – 400 с. – ISBN 978-5-279-03184-9

135. Синцов, А.В. Почвенный покров урбанизированных территорий / А.В. Синцов, А.Н. Бармин, Г.У. Адямова. – Астрахань: АЦТ, 2010. – 164 с.

136. Синцов, А.В. Современная классификация почвенного покрова городских территорий / А.В. Синцов, А.Н. Бармин // Геология, география и глобальная энергия. – 2011. - № 3(42). – С. 149-155. – ISSN 1818-5196

137. Скворцова, И.Н. Азотобактер в почвах г. Москвы / И.Н. Скворцова, М.Н. Строганова, Д.А. Николаева // Почвоведение. - 1997. – № 3. - С. 1-8. - ISSN 0032-180X

138. Скворцова, И.Н. Зависимость некоторых показателей биологической активности почв от уровня концентрации тяжелых металлов / И.Н. Скворцова, С.К. Ли, И.П. Ворожейкина // В сб. Тяжелые металлы в окружающей среде. - М.: Изд-во Моск. ун-та, 1980. – С. 121-125.

139. Скворцова, И.Н. Изменение состава микробных сообществ как один из показателей при экологическом мониторинге / И.Н. Скворцова, М.Н. Строганова, М.Г. Агаркова // Всесоюзная конференция “Экологические проблемы охраны живой природы”. – М.: Изд – во Моск. ун – та, 1990. – 84 с.

140. Сорокин, Н.Д. Микробная индикация почв, загрязненных промышленными эмиссиями / Н.Д. Сорокин, Е.Н. Афанасова // Сибирский экологический журнал. – 2011. - № 5. – С. 689-695. - ISSN: 0869-8619

141. Справочник по микробиологическим питательным средам / Под ред. М.М. Меджидова. – Махачкала: Даг. кн. из-во, 1989. – 104 с.

142. Степанов, А.Л. Характеристика биологической активности микробного комплекса городских почв / А.Л. Степанов, Н.А Манучарова, А.В. Смагин [и др.]. // Почвоведение. - 2005. – № 8. - С. 978-983. - ISSN 0032-180X

143. Степанова, М.В. Некоторые особенности миграции тяжелых металлов в системе «почва – растение – человек» / М.В. Степанова, А.В. Еремейшвили // «АгроЭкоИнфо» (электронный журнал). – 2011. - №2; URL: [http://agroecoinfo.narod.ru/journal/STATYI/2011/2/st\\_18.doc](http://agroecoinfo.narod.ru/journal/STATYI/2011/2/st_18.doc). (дата обращения: 11.03.2014).

144. Стома, Г.В. Особенности биологического круговорота веществ в экосистемах городских территорий / Г.В. Стома // Функции почв в биосферно-геосферных системах: Мат-лы межд. симп. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 2001. – С. 325-326.

145. Строганова, М.Н. Городские почвы: генезис, классификация, функции / М.Н. Строганова, А.Д. Мягкова, Т.В. Прокофьева // Сб. «Почва, город, экология». - М.: Изд-во Моск. ун-та, 1997. - С.15-88.

146. Строганова, М.Н. Городские почвы: генезис, систематика и экологическое значение: автореф. дисс. ... докт. биол. наук в форме научного доклада: 03.00.27 / Строганова Марина Николаевна. – М., 1998. – 71 с.

147. Строганова, М.Н. Роль почвы для сохранения экологической безопасности города / М.Н. Строганова, А.Д. Мягкова, Т.В. Прокофьева //

Проблемы экологической безопасности Москвы: пути их решения: Тез. докл. научно-практ. семинара. - М.: Изд-во Моск. ун-та, 1997. – 75 с.

148. Сулейманов, Р.Р. Ферментативная активность и агрохимические свойства лугово-аллювиальной почвы в условиях нефтяного загрязнения / Р.Р. Сулейманов, Т.А. Абдрахманов, З.А. Жаббаров, Л.Т. Турсунов // Известия Самарского научного центра РАН. – 2008. - Т. 10, № 2. - С. 294-298. - ISSN: 1990-5378

149. Сэги, И. Методы почвенной микробиологии / И. Сэги. - М.: Наука, 1983.- 182 с.

150. Тазетдинова, Д.И. Микроорганизмы антропогенно нарушенных почв Республики Татарстан / Д.И. Тазетдинова // Актуальные аспекты современной микробиологии: тез. докл. 3-ей Международной школы-конф. – Казань, 2007. – С. 107-108.

151. Татлок, Р.К. Биодиагностика устойчивости предгорных и горных почв Западного Кавказа к загрязнению нефтью и нефтепродуктами: автореф. дисс. ... канд. биол. наук: 03.02.08 / Татлок Руслан Кимович. - Ростов-на-Дону, 2011. – 22 с.

152. Теппер, Е.З. Практикум по микробиологии / Е.З. Теппер, В.З. Шильникова, В.И. Переверзева. – М.: Дрофа. 2004. – 256 с. - ISBN 5-7107-7437-5

153. Терехова, В.А. Микромицеты в экологической оценке водных и наземных экосистем / В.А. Терехова. – М.: Наука, 2007. – 215 с. - ISBN: 5-02-034200-9

154. Терещенко, Н.Н. Рекультивация нефтезагрязненных почв / Н.Н. Терещенко, С.В. Лушников, Е.В. Пышьева // Экология и промышленность России. - 2002. – № 10. - С. 25-29. - ISSN: 1816-0395

155. Трифонова, Т.А. Комплексная оценка пространственно-временной динамики урбанизированной территории / Т.А. Трифонова, Н.В. Мищенко, С.М. Чеснокова, А.Н. Краснощеков. – Владимир: Изд-во Владим. гос. ун-та, 2010. – 78 с.

156. Трифонова, Т.А. Оценка экологической компоненты в кадастре земель урбанизированных территорий / Т.А. Трифонова, А.Н. Краснощеков // Arcview. – 2008. - №4. – С. 7-18. - ISBN 5-89368-776-0

157. Трусей, И.В. Распределение микроорганизмов в загрязненном нефтепродуктами грунте зон аэрации и насыщения / И.В. Трусей, А.Ю. Озерский, В.П. Ладыгина, Ю.Л. Гуревич // Сибирский экологический журнал. – 2009. - № 1. – С. 29-35. - ISSN: 0869-8619

158. Усачева, Г.М. Оценка эффективности некоторых приемов воздействия на разложение нефти в почве/ Г.М. Усачева, С.М. Самосова, А.А. Мартынов [и др.]. // Успехи газовой хроматографии. - 1982. – № 6. - С. 105-114.

159. Усачева, Ю.Н. Методы биоиндикации в оценке состояния нефтезагрязненных почв при рекультивационных работах / Ю.Н. Усачева // Экология и промышленность России. – 2012. - № 11. – С. 40-43. - ISSN: 1816-0395

160. Факторный, дискриминантный и кластерный анализ / Под ред. И.С. Енюкова. – М.: Финансы и статистика, 1989. – 216 с.

161. Федорец, Н.Г. Методика исследования почв урбанизированных территорий / Н.Г. Федорец, М.В. Медведева. - Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2009. - 84 с. - ISBN 978-5-9274-0383-7

162. Феоктистова, И. Д. Оценка загрязнения почв урбанизированных территорий нефтепродуктами (на примере г. Владимира) / И. Д. Феоктистова // Экология речных бассейнов: труды IV Междунар. науч.-практ. конф. – Владимир: ВООО ВОИ ПУ «Рост», 2009. – С. 280. – ISBN 978-5-93907-039-3.

163. Феоктистова, И. Д. Ферментативная активность как один из показателей диагностического мониторинга загрязнения почв урболандшафтов / И. Д. Феоктистова // Экология речных бассейнов: труды VI Междунар. науч.-практ. конф. – Владимир: ВООО ВОИ ПУ «Рост», 2011. – С. 190. – ISBN 978-5-93907-063-8.

164. Фомина, Н.В. Микробиологическая характеристика почв рекреационных зон г. Красноярска / Н.В. Фомина // Проблемы современной

аграрной науки: материалы Междунар. заоч. науч. конф. – Красноярск: Труды КрасГАУ, 2012. – С. 9-11.

165. Хабибуллина, Ф.М. Почвенная микробиота естественных и антропогенно-нарушенных экосистем северо-востока Европейской части России: автореф. дисс. ... докт. биолог. наук: 03.00.16. – Сыктывкар, 2009. – 40 с.

166. Хазиев, Ф.Х. Влияние нефтяного загрязнения на некоторые компоненты агросистемы / Ф.Х. Хазиев, Е.И. Тишкина, Н.А. Киреев [и др.] // Агрохимия. - 1998. – № 2. - С. 56-61. – ISSN 0002-1881

167. Хазиев, Ф.Х. Методы почвенной энзимологии / Ф.Х. Хазиев; Ин-т биологии Уфим. НЦ. – М.: Наука, 2005. – С. 100-101. – ISBN 5-02-033940-7

168. Черных, Н.А. Экотоксикологические аспекты загрязнения почв тяжелыми металлами / Н.А. Черных, Н.З. Милащенко, В.Ф. Ладонин. – М.: Агроконсалт, 1999. – 176 с. - ISBN 5-201-14491-8

169. Чеснокова, С.М. Химические методы анализа объектов окружающей среды: лабораторный практикум / С.М. Чеснокова, В.Г. Амелин. – Владимир: Изд-во ВлГУ, 1996. – 60 с. - ISBN 5-230-04829-8

170. Шихова, Н.С. Экологическое состояние почв и зеленых насаждений Владивостока / Н. С. Шихова // Экология урбанизированных территорий. – 2013. - № 1. – С. 97-102. - ISSN 1816-1863

171. Шлегель, Г. Общая микробиология / Г. Шлегель. – М.: Мир, 1987. – 567 с.

172. Щемелинина, Т.Н. Биологическая активность нефтезагрязненных почв крайнего севера на разных стадиях их восстановления и при рекультивации: автореф. дисс. ... канд. биол. наук: 03.00.27, 03.00.16. – Воронеж, 2008. – 22 с.

173. Экологический атлас Владимирской области / Под общ. ред. Т.А. Трифоновой. – Владимир: Изд-во Владим. гос. ун-та, 2007. – 92 с.

174. Юркова, Н.Е. Оценка функционального состояния почв Московского зоопарка по микробиологическим показателям / Н.Е. Юркова, А.М. Юрков, А.В. Смагин // Вестник Моск. ун-та. Почвоведение. - 2008. – № 3. - С. 39-43. - ISSN 0032-180X



175. Яшутин, Н.В. Биоземледелие. Научные основы, инновационные технологии и машины: монография / Н.В. Яшутин. – Барнаул: Изд-во АГАУ, 2008. – 191 с. - ISBN 978-5-94485-111-6

176. Albiach, R. Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years / R. Albiach, R. Canet, F. Pomares, F. Ingelmo // *Bioresource Technology*. – 2001. – V. 77. - № 2. - P. 109-114.

177. Badiane, N.N.Y. Use of soil enzyme activities to monitor soil quality in natural and improved fallows in semiarid tropical regions / N.N.Y. Badiane, J.L. Chotte, E. Pate // *Applied Soil Ecology*. – 2001. – Vol. 18. – №3. – P. 229-238.

178. Bahrapour, T. Evaluation of soil biological activity after soil contaminating by crude oil / T. Bahrapour, V. Moghanlo Sarvi // *International Journal of Agriculture: Research and Review*. – 2012. - Vol., 2 (6). - p. 671-679. - ISSN 2228-7973

179. Balajee, S. Influence of chloroaromatic substances on the biological activity of azotobacter chroococcum / S. Balajee, A. Mahadevan // *Chemosphere*. – 1990. – V. 21. - № 2. - P. 51-56.

180. Elliott, G. Effects of inhibitors of microbial activity on urea hydrolysis and nitrification in a soilless potting medium / G. Elliott // *Horticulture*. - 2007. – № 3. - P. 23-27.

181. Gradova, N.B. Use of Bacteria of the Genus Azotobacter for Bioremediation of Oil-Contaminated Soils / N.B. Gradova, I.B. Gornova, R. Eddaudi // *Applied Biochemistry and Microbiology*. - 2003. – V. 39. - № 3. - P. 279-281.

182. Harbhajan, S. Mycoremediation / S. Harbhajan // A John Wiley & Song, Inc. - 2005. - P. 592.

183. Kucharski, J. Effect of pollution with diesel oil and leaded petrol on enzymatic activity of the soil / J. Kucharski, E. Jastrzebska, J. Wyszowska, A. Hlasko // *Zesz. Probl. Postep. Nauk*. – 2000. - Vol. 472. – P. 457– 464.

184. Kurakov, A.V. Evaluation of an international based approach to assess soil quality by biological methods: Russian experience / A.V. Kurakov, D.G. Zvyagintsev,

M.M. Umarov, Z. Filip // 16 World Congress of soil Sci France: Abstracts. - Montpellier, 1998. - Symp. 37. Vol. 2. - P. 683.

185. Lehmann, A. Nature and Significance of Anthropogenic Urban Soils / A. Lehmann, K. Stahr // *J. of Soils & Sediments*. – 2007. – V. 7(4). – P. 247-260.

186. Maila, P.M. The use of biological activities to monitor the removal of fuel contaminants - perspective for monitoring hydrocarbon contamination: a review / P.M. Maila, E.T. Cloete // *International Biodeterioration & Biodegradation*. – 2005. - № 55. - p. 1–8.

187. Margesin, R. Soil lipase activity - a useful indicator of oil biodegradation / R. Margesin, A. Zimmerbauer, F. Schinner // *Biotechnology Techniques*. - 1999. – V. 13. – P. 859–863.

188. Nagaraju, M. Impact of sugar industry effluents on soil cellulase activity / M. Nagaraju, G. Narasimha, V. Rangaswamy // *International Biodeterioration & Biodegradation*. – 2009. – V. 63. - № 8. - P. 1088-1092.

189. Oloffsen, A. Biological activity in soil from forest stands in Central Sweden, as related to site properties / A. Oloffsen // *Microbial Ecology*. - 2005. – V. 11. - № 3. - P. 259-266.

190. Rusk, A. Adaptation of soil biological nitrification to heavy metals / A. Rusk, R. Hamon, D. Stevens, J. McLaughlin // *Environ. Scien. and Technol.* - 2004. - № 47. - P. 3092–3097.

191. Stroganova, M.N. The role of Soils in Urban Ecosystems / M.N. Stroganova, A.D. Myagkova, T.V. Prokofieva // *Eurasian Soil Science*. – 1997. - Vol. 30. - № 1. – P. 82-86.

192. Wander, M. Measures of Soil Biology and Biological Activity / M.Wander // *Agriculture*. - 2009. –№ 10. - P. 15-21.

193. Zimdahl, R.L. Lead in soil / R.L. Zimdahl, J.J. Hasset // Eds. Boggess W.K., Wixson B.G. EPA Publ., 1979. – P. 93-98.

