

ФЕДЕРАЛЬНОЕ БЮДЖЕТНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ
«ВСЕРОССИЙСКИЙ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ИНСТИТУТ
ЛЕСОВОДСТВА И МЕХАНИЗАЦИИ ЛЕСНОГО ХОЗЯЙСТВА»
(ФБУ ВНИИЛМ)

На правах рукописи

РЫКОВА ТАТЬЯНА ВЛАДИМИРОВНА

ЛЕСОВОДСТВЕННО-ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА УСТОЙЧИВОСТИ
СОСНОВЫХ ЭКОСИСТЕМ К ЗАГРЯЗНЕНИЮ СРЕДЫ ТЯЖЕЛЫМИ
МЕТАЛЛАМИ

Специальность 4.1.6 – Лесоведение, лесоводство, лесные культуры,
агролесомелиорация, озеленение, лесная пирология и таксация

Диссертация
на соискание ученой степени
кандидата сельскохозяйственных наук



Научный руководитель
доктор с.-х. наук, академик РАН
Мартынюк А.А.

Москва – 2024

Содержание

	Стр.
Содержание.....	2
Введение.....	5
ГЛАВА 1. ОСОБЕННОСТИ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ И ИХ ВОЗДЕЙСТВИЕ НА ЛЕСНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ (АНАЛИТИЧЕСКИЙ ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ).....	12
1.1. Естественное содержание тяжелых металлов в природной среде	13
1.2. Антропогенные источники поступления тяжелых металлов в окружающую среду	15
1.3. Общие закономерности накопления и миграции тяжелых металлов в лесных экосистемах.....	29
1.4. Фитотоксичность тяжелых металлов и их влияние на лесную растительность.....	37
1.5. Общая характеристика мероприятий по повышению устойчивости лесов к техногенному загрязнению	47
ГЛАВА 2. ХАРАКТЕРИСТИКА ПРИРОДНЫХ УСЛОВИЙ РАЙОНА ИССЛЕДОВАНИЙ. ПРОГРАММА И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ. ОБЪЕКТЫ РАБОТ	51
2.1. Характеристика природных условий и состояния окружающей среды района исследований.....	51
2.2. Программа и методика исследований	55
2.3. Лесоводственно-таксационная характеристика объектов исследований	60
ГЛАВА 3. ОЦЕНКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ НЕКОТОРЫХ КОМПОНЕНТОВ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ.....	63
3.1. Анализ уровня загрязнения лесов объекта исследований тяжелыми металлами.....	63
3.2. Оценка уровня выпадений тяжелых металлов в лесных насаждениях объекта исследований	67

3.3. Особенности распределения цинка в почвах сосновых экосистем при различных величинах его выпадений (полевой эксперимент).....	71
3.4. Особенности загрязнения атмосферных осадков и почвенных вод в сосновых насаждениях.....	77
Выводы по главе 3.....	83
ГЛАВА 4. ИЗМЕНЕНИЕ ПОКАЗАТЕЛЕЙ СОСТОЯНИЯ И РОСТА СОСНОВЫХ ДРЕВОСТОЕВ ПРИ РАЗЛИЧНЫХ УРОВНЯХ ЗАГРЯЗНЕНИЯ СРЕДЫ	
85	
4.1. Оценка влияния тяжелых металлов на состояние сосновых насаждений в условиях влияния промышленных выбросов	85
4.2. Изменение состояния насаждений разного возраста при воздействии различных нагрузок цинка(результаты полевого эксперимента)	88
4.3. Изменение прироста древостоев сосны при воздействии различных нагрузок цинка (полевой эксперимент)	98
Выводы по главе 4.....	102
ГЛАВА 5. ИЗМЕНЕНИЕ ПОДЧИНЕННЫХ ЯРУСОВ СОСНОВОГО ФИТОЦЕНОЗА ПОД ВЛИЯНИЕМ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЦИНКОМ	
105	
5.1. Изменение состояния самосева сосны при различных уровнях загрязнения почв цинком (полевой эксперимент)	106
5.2. Всхожесть семян сосны при различных уровнях загрязнения почвы цинком (лабораторный эксперимент)	110
5.3. Реакция напочвенного покрова средневозрастных и спелых сосняков на различные нагрузки цинка (полевой эксперимент)	112
Выводы по главе 5.....	119
ГЛАВА 6. ОБОСНОВАНИЕ ДОПУСТИМОГО УРОВНЯ ВЫПАДЕНИЙ ЦИНКА ДЛЯ СОСНОВЫХ ЭКОСИСТЕМ	
120	
6.1. Обзор существующих подходов к нормированию техногенного воздействия на леса	120
6.2. Обоснование допустимого уровня выпадений цинка для сосновых экосистем.....	124

Выводы по главе 6.....	130
Выводы и предложения	132
СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ	136
Приложение А – Схемы расположения опытных делянок на стационарных участках	160
Приложение Б – Описания почвенных разрезов	164
Приложение В – Динамика состояния древостоев сосны разных групп возраста	167
Приложение Г– Динамика индексов состояния деревьев разных классов Крафта в средневозрастных древостоях сосны	171

Введение

Актуальность проблемы. На фоне современных глобальных вызовов, определяемых, в первую очередь, климатическими изменениями, сохранение лесов в настоящее время является главной задачей лесного хозяйства. Влияние техногенного загрязнения природной среды, в том числе тяжелыми металлами (далее –ТМ), является частой причиной ослабления и гибели лесов, что может представлять одну из угроз экологической безопасности страны. При устойчивой тенденции к сокращению объемов промышленных выбросов в последние десятилетия, по данным на 2020 г. в 15% городов России, в которых проживает 9 % городского населения, наблюдаются очень высокие и высокие уровни загрязнения воздуха. Несмотря на положительную динамику выбросов ТМ в целом, в период 2010 – 2020 гг. отмечается увеличение объемов по марганцу, оксиду кадмия и свинцу [116, 148, 165].

Согласно данным Росгидромета, за период с 2011 – 2020 гг. около 14 % обследованных зон (включая населенные пункты) вокруг источников загрязнения (в пределах 5 км) относятся к опасной и умеренно опасной категории загрязнения почв тяжелыми металлами. Основными тяжелыми металлами, представляющими опасность техногенного загрязнения, являются свинец, медь, кадмий, никель, цинк, кобальт, хром [116]. Земли, находящиеся в хозяйственном обороте, подвергающиеся воздействию различных техногенных факторов занимают площадь более 75 млн га, около 18 млн га занимают зоны с загрязненными почвами вблизи промышленных комплексов [121, 148, 165].

В настоящее время загрязнение тяжелыми металлами территорий вокруг промышленных предприятий и связанное, в том числе с ним, истощение доступных лесных ресурсов, рассматриваются как одна из серьезных внутренних угроз экологической безопасности страны [121]. С высокой долей вероятности можно сказать, что значительная часть техногенно загрязненных земель занято лесными насаждениями, имеющими не только лесосырьевое значение, но и выполняющими, в первую очередь, важнейшие для таких

районов экологические и социальные функции [148]. В силу сравнительно медленных процессов самоочищения и значительной буферности большинства типов почв, накопленные в них тяжелые металлы способны аккумулироваться в течение длительного времени, создавая потенциальную угрозу состоянию и продуктивности лесных экосистем, качеству недревесных лесных ресурсов [32, 81, 138, 148].

Проблеме взаимодействия лесных экосистем с тяжелыми металлами промышленных выбросов посвящены многочисленные научные исследования [2, 8, 11, 14, 24, 28 - 30, 32, 36, 39, 40, 42, 43, 45, 48, 52, 53, 55- 58, 59, 64, 67, 75, 76, 87, 81, 85, 97, 99, 101, 105, 108, 110, 111, 124, 129, 130, 135, 137, 139, 142, 157 - 159, 162, 164, 168, 175, 181, 186, 189 - 192, 200, 195, 202, 206, 208 - 211, 213, 217, 218, 223 - 231].

К основным базовым итогам, на наш взгляд, следует отнести:

- фундаментальные результаты по оценке роли микроэлементов в жизни растений, изучению биогеохимического круговорота металлов в лесных экосистемах;
- создание научных основ и методических подходов исследования ландшафтов при техногенном загрязнении;
- установление биохимических и физиологических механизмов воздействия загрязняющих веществ на лесные растения;
- обоснование методов индикации загрязнения лесной среды; выявление основных закономерностей воздействия загрязнения металлами на формирование структуры, состояние, рост и продуктивность насаждений, видовое разнообразие лесных экосистем основных лесобразующих пород, изменение свойств почв и питательный режим лесов;
- разработку теоретических основ устойчивости растений и шкал ассортимента лесных растений, устойчивых к фитотоксикантам;
- формирование методологических подходов к мониторингу загрязнения лесов металлами, прогнозированию его динамики и рисков повреждения

насаждений; научное обоснование нормирования допустимого загрязнения почв ТМ, методов их детоксикации.

Вместе с тем, еще нет достаточных исследований для объяснения особенностей загрязнения тяжелыми металлами лесных экосистем и их компонентов, влияния ТМ на динамику состояния, структуры и видового биоразнообразия фитоценозов, реакции видов лесных растений и сообществ на техногенное воздействие в условиях контролируемых нагрузок, а также вопросов количественного определения допустимого загрязнения для снижения вреда лесным насаждениям от промышленного воздействия. В связи с этим, несмотря на значительный объем проведенных научных исследований, остается важным дальнейшее развитие методологии оценки влияния загрязнителей на состояние лесных насаждений и технологий нормирования допустимого загрязнения лесов тяжелыми металлами, что позволит понять истинные причины повреждения лесов и создаст основу для корректировки мероприятий, ориентированных на повышение устойчивости, сохранение и реабилитацию ослабленных загрязнением лесов.

Цель исследований - изучение устойчивости сосновых экосистем к загрязнению среды тяжелыми металлами для совершенствования экологического нормирования допустимого загрязнения ими лесов (на примере цинка).

Задачи исследований:

1. Анализ проведенных ранее исследований по загрязнению тяжелыми металлами лесов, произрастающих в зоне влияния промышленных предприятий;
2. Оценка влияния тяжелых металлов на состояние сосновых экосистем на объекте исследований;
3. Проведение экспериментальных работ по изучению воздействия тяжелых металлов (на примере цинка) на сосновые экосистемы и их компоненты;

4. Исследование реакции компонентов насаждений сосны обыкновенной: деревьев, подроста, самосева, всхожести семян, напочвенного покрова на воздействие цинка;
5. Экспериментальное обоснование уровня допустимых выпадений цинка для сосновых экосистем района исследований.

Научная новизна:

- Разработана методика оценки тяжелых металлов на состояние сосновых насаждений с использованием статистического анализа корреляции между уровнем загрязнения и индексом состояния древостоев.
- Экспериментально установлены закономерности изменения параметров роста деревьев, повреждения хвои в древостоях сосны, жизнеспособность самосева и подроста сосны, видового состава напочвенного покрова при разном уровне нормируемых выпадений цинка.
- Впервые в условиях полевого эксперимента обоснованы допустимые уровни выпадений цинка для сосновых экосистем региона.

Теоретическая и практическая значимость работы.

Дополнены научные результаты о реакции компонентов сосновых экосистем на загрязнение их тяжелыми металлами промышленных выбросов.

Разработаны методические подходы по обоснованию допустимых выпадений тяжелых металлов экспериментальным путем при контролируемых величинах нагрузок загрязнителей.

Результаты исследований могут быть использованы для прогноза последствий техногенного загрязнения лесных экосистем, а также оценки воздействия промышленных предприятий (ОВОС) на леса.

Материалы исследований использовались ФБУ ВНИИЛМ при совершенствовании нормативной правовой базы по ведению лесного хозяйства в лесах, ослабленных промышленными выбросами, а также комплексном мониторинге состояния лесов в Московской области, при организации мониторинга лесных насаждений и ведению лесного хозяйства в насаждениях музея–усадьбы Л.Н. Толстого «Ясная Поляна».

Методология и методы исследования. Исследования предусматривали проведение комплекса полевых, лабораторных работ, включая полевое экспериментальное изучение влияния различных уровней выпадения цинка на сосновые экосистемы. Использованы общенаучные методы проведения исследований, организации экспериментов и химико–аналитических работ в лесоведении, лесной таксации, метеорологии, почвоведении, геоботанике, а также современные методы статистической обработки результатов.

Положения, выносимые на защиту:

1. Особенности миграции цинка в сосновых экосистемах при различных величинах нагрузки.
2. Методические подходы к оценке влияния загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами на состояние сосновых насаждений.
3. Реакция компонентов сосновых экосистем (древостой, подрост, самосев, живой напочвенный покров) на воздействие различных уровней контролируемых выпадений цинка.
4. Экспериментально обоснованные уровни допустимых выпадений цинка для компонентов сосновых экосистем района исследований.

Достоверность полученных результатов подтверждается наличием достаточного объема экспериментального материала, выполнением полевых и аналитических работ в строгом соответствии с апробированными методиками и стандартами, использованием сертифицированного приборного оборудования, применением современных прикладных компьютерных программ.

Соответствие диссертации паспорту научной специальности:

Представленные в диссертации результаты работ соответствуют шифру научной специальности 4.1.6. «Лесоведение, лесоводство, лесные культуры, агролесомелиорация, озеленение, лесная пирология и таксация» и направлениям исследований:

- п.3 Роль экологических факторов в жизни леса и их изменений под влиянием лесохозяйственных мероприятий и иной деятельности человека;
- п.9 Закономерности развития лесных экосистем. Возобновление лесов.

Апробация работы. Материалы, представленные в диссертационной работе, докладывались и обсуждались на международных научно-технических конференциях (Мытищи, МГУЛ, 2002, 2006, 2010), VIII Международной научно-технической конференции «ЛЕС - 2006» (Брянск, 2007), VIII Международной научно-технической конференции «Лесной комплекс, состояние и перспективы развития» (Брянск, БГИТА, 2007), Международной научно-технической конференции «Актуальные проблемы лесного комплекса» (Брянск, БГИТА, 2013, 2014, 2018), Международной научно-практической конференции «Развитие «зеленой экономики» и сохранения биоразнообразия» (Республика Казахстан, Щучинск, 2013 год), Международной научно-практической конференции «Проблемы и перспективы совершенствования лесоводственных мероприятий в защитных лесах» (Пушкино, ВНИИЛМ, 2013), Международной научно-практической конференции по актуальным проблемам экологии и природопользования (Киров, Вятская ГСХА, 2017), Международной научной конференции «Экологические проблемы развития агроландшафтов и способы повышения их продуктивности» (Краснодар, КубГАУ, 2018), VIII Всероссийской научной конференции с международным участием (Москва, ЦЭПЛ РАН, 2019), XII международной конференции «Охрана и рациональное использование лесных ресурсов» (КНР, г. Хайхе, провинция Хейлунцзян, 2023).

В полном объеме диссертационная работа рассмотрена и рекомендована к защите научно – методической секцией Ученого совета ФБУ ВНИИЛМ.

Публикации. По результатам материалов диссертационной работы опубликовано 26 научных работ, из них в журналах перечня ВАК 6 научных публикаций. Результаты исследований использовались при проработке научной тематики ВНИИЛМ.

Личный вклад автора. Диссертация является индивидуальным трудом автора, самостоятельно подготовлена «Программа и методика работ», автор самостоятельно проводил обработку экспериментальных данных исследований, анализ и интерпретацию полученных результатов. Изучение загрязнения компонентов лесных экосистем, планирование и закладка экспериментальных

объектов, полевые, и лабораторные исследования выполнены лично автором или в составе рабочей группы отдела экологии леса ВНИИЛМ. Все основные результаты и выводы получены лично автором. В статьях, опубликованных в соавторстве, часть личного вклада автора диссертации составляет 70–80%.

Объем и структура работы. Материалы диссертационной работы представлены на 171 стр. включая введение, шесть глав, заключение, список использованной литературы и приложения. Материалы содержат 22 таблицы, 13 рисунков, 4 приложения. Список использованной литературы включает 231 источник, из них 29 иностранных.

Благодарности. Особую признательность автор выражает научному руководителю, доктору с.-х. наук, академику РАН А.А.Мартынюку за научное руководство и поддержку в исследованиях, к.с.-х.н. В.М. Сидоренкову за полезные советы и помощь в обработке данных. Автор приносит благодарность своим коллегам из отдела экологии леса и охраны природы ВНИИЛМ: к.с.-х.н. В.Д. Касимову, к.б.н. В.Н. Кураеву, к.с.-х.н. Л.Л. Коженкову, И.Ю. Омехиной, Е.В. Дорониичевой, М.А. Красновой, Л.Ф. Лизуновой, коллегам из отдела пирологии леса и охраны лесов от пожаров, научно- методического и издательского отделов за помощь, оказанную в разные годы, при проведении полевых, лабораторных и камеральных работ.

ГЛАВА 1. ОСОБЕННОСТИ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ И ИХ ВОЗДЕЙСТВИЕ НА ЛЕСНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ (АНАЛИТИЧЕСКИЙ ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ)

Добыча и переработка минерального сырья в процессе хозяйственной деятельности человека приводит к загрязнению окружающей природной среды выбросами химических веществ разнообразного агрегатного состава. Среди них особую опасность представляют соединения тяжелых металлов (ТМ), которые включают элементы с атомной массой более 40 или с удельным весом более 8 г/см³. К ним относятся цинк (Zn), свинец (Pb), медь (Cu), никель (Ni), кобальт (Co), кадмий (Cd), сурьма (Sb), висмут (Bi), ртуть (Hg), олово (Sn), ванадий (V), хром (Cr), серебро (Ag), золото (Au), платина (Pt), железо (Fe), марганец (Mn), а также полуметалл мышьяк (As) [199]. В основном это металлы переходных групп (побочных подгрупп) периодической системы химических элементов [29, 38, 146].

К фитотоксичным металлам относятся прежде всего кадмий, свинец, никель, медь, цинк и кобальт [162]. Такие элементы как Zn, Cu, Co являются функциональными, поскольку входят в состав ферментов, витаминов и других биологически активных веществ, катализируют процессы синтеза органических соединений и необходимы для нормальной работы организма, поступая в малых количествах. Некоторые из них (Ni, Cd, Pb, V), являясь внутриклеточными ядами, обладают высокой фитотоксичностью, которая возрастает по мере увеличения их атомной массы [8, 146, 195].

Миграция ТМ в биосфере приводит к снижению их содержания в одних компонентах и обогащению других, часто представляющая опасность для объектов окружающей среды: водоемов, почвы, растительности и животных, а через них, преимущественно по трофическим цепям, и для человека [146].

В отличие от биогенных элементов, тяжелые металлы характеризуются относительно узким диапазоном оптимальных или безвредных концентраций для растительных организмов. В начале второй половины прошлого века

вопрос взаимодействия тяжелых металлов и растений обычно рассматривался с точки зрения их недостаточности для питания. В последующем, с увеличением уровня загрязнения окружающей среды, начались исследования по обоснованию допустимых уровней накопления металлов в компонентах природных экосистем.

Поливалентность тяжелых металлов, хорошая адсорбция их почвами, образование плохо растворимых соединений с фосфатами и гидроксидами стали теми причинами, которые приводят к постепенному накоплению их в экосистемах, формируя зачастую техногенные аномалии в промышленно развитых регионах страны с изменением состояния лесов, произрастающих в пределах этих территориях [32, 67, 137, 146].

Ниже приводятся общие данные об особенностях загрязнения природной среды ТМ и закономерности воздействия на лесные экосистемы.

1.1. Естественное содержание тяжелых металлов в природной среде

Выяснение роли и влияния тяжелых металлов на биосферу обычно начинается с оценок естественного содержания элементов в компонентах природной среды, а также поступления их от природных источников.

Естественное содержание тяжелых металлов в природной среде определяется сочетанием различных природных процессов [35, 38, 137]. Весомый вклад в глобальное поступление аэрозолей и, особенно силикатно – кальциевого состава, вносят вулканические извержения [95]. С деятельностью вулканов связана эмиссия в атмосферу около 50% Cd, 20–40% – As, Cr, Cu, Ni, Pb [222].

Определенную роль в загрязнении земной поверхности играет космическое вещество (метеориты, мелкодисперсная космическая пыль), объемы выпадений которого ежегодно составляют 1 – 10 млн т [35]. Согласно экспертным оценкам, таким образом в атмосферу в наибольшем количестве (до 130– 300 тыс. т/ год) могут поступать железо, сера, никель и кальций [81].

В процессе выветривания горных пород и почв в атмосферу может поступать до 60% аэрозольных частиц, содержащих преимущественно Co, Mo, Ni, Pb и Zn, в меньшей степени – Hg и Se [81, 137].

По известным нам оценкам, доля аэрозолей биологического происхождения (продукты горения растительности, углеводороды, пыльца) в общем загрязнении атмосферы не превышает 3% [81, 162], в составе которых содержится Cu, Mn, Pb, Zn, As, Sb, Se и Mo [222]. Значительные количества тяжелых металлов приносятся с пылью растений, содержащей 10 – 80 мкг/г Ni, 10 – 50 мкг/г Cr, 10 – 40 мкг/г Co, 50 – 350 мкг/г Zn, 10 – 100 мкг/г Pb, 0,2 – 1,5 мкг/г Cd [18]. Ежегодно около 1,2 – 1,4 тысячи тонн солей металлов образуется в процессе транспирационного обмена растений и атмосферы [137, 222].

Вклад испарения с поверхности океанов и морей, лесных пожаров в природную эмиссию тяжелых металлов в атмосферный воздух менее значителен и не превышает 10% [137].

Поступающие с атмосферными осадками на земную поверхность металлы, обычно активно мигрируют и вступают в биохимические циклы. Например, по мнению исследователей [137], масса цинка¹, выпадающая на поверхность земли с атмосферными осадками и в составе сухих осадений, составляет около 1 – 2 млн т. в год. По оценке Ф.Я.Ровинского [141], в составе атмосферных выпадений на не загрязненных территориях преобладают водорастворимые формы элементов, содержание которых Co – 80%, Cr – 80 – 95%, Cu – 40 – 80%, Ni – 80%, Zn – 80 – 100% [148].

Для характеристики эколого-геохимических особенностей тяжелых металлов предложено множество различных показателей, среди которых наибольшее значение имеют кларки (среднее содержание) их в литосфере, биосфере и других средах, коэффициенты биофильности, биологического поглощения, водной миграции, технофильности и модуля техногенного

¹ В тексте обзора литературы мы будем и дальше обращать внимание на показатели, относящиеся к цинку, поскольку на его примере в диссертации будут решены задачи по разработке подходов к экологическому нормированию воздействия тяжелых металлов на леса.

давления на окружающую среду [43, 129]. Систематизация этих показателей для рассматриваемых нами металлов показывает [81], что наибольшие кларки в литосфере, почве, биосфере, живом веществе и золе растений имеют цинк и медь. Наименьшим средним содержанием в компонентах окружающей природной среды характеризуются кобальт и, особенно, кадмий (на 1 – 4 порядка ниже по сравнению с цинком).

Наименьшие кларки тяжелых металлов отмечаются в живом веществе биосферы. Среднее содержание цинка, меди и никеля имеет максимальные значения в золе растений, свинца – в литосфере, а кобальта и кадмия – в биосфере и литосфере. Из анализируемых тяжелых металлов цинк отличается наиболее высокой способностью концентрации в живом веществе биосферы и, особенно, в золе растений, (коэффициент биологического поглощения, равен 19,6). Цинк характеризуется достаточно высоким коэффициентом водной миграции, позволяющим его соединениям достаточно активно перемещаться и трансформироваться в компонентах природной среды в растворенном состоянии. Высокие значения биофильности, технофильности, геохимической подвижности цинка, обеспечивают широкий спектр влияния этого элемента на живые организмы [54], представляя научный интерес для изучения поведения цинка в лесных экосистемах и определение допустимых порогов воздействия его на лесную растительность.

1.2. Антропогенные источники поступления тяжелых металлов в окружающую среду

Приоритетными источниками загрязнения окружающей природной среды тяжелыми металлами являются выбросы и сбросы промышленных предприятий различного профиля (прежде всего, предприятия цветной и черной металлургии, горнометаллургические предприятия, котельные по сжиганию каменного и бурого угля) и транспорта. Значительная часть тяжелых металлов поступает в окружающую среду от деревообрабатывающих, текстильных,

бумажных, цементных, химико-фармацевтических, нефтехимических производств, при использовании минеральных удобрений и пестицидов, в процессе сварки металлов, гальванизации, сжигании мусора, эксплуатации трубопроводов и систем орошения [33]. При этом для лесных экосистем наибольшую опасность представляют выбросы промышленных предприятий в атмосферный воздух, которые приводят к загрязнению больших площадей лесов вокруг источников воздействия.

Оценки годового поступления тяжелых металлов в атмосферу Европы показали, что по абсолютным величинам преобладает свинец (40,4 тыс.т), за ним следует цинк (26,1 тыс.т), никель (11,5 тыс.т) и медь (5,76 тыс.т). В составе антропогенного потока тяжелых металлов в атмосферу планеты цинк занимает срединное положение (Cd>Pb>As>Zn>Ni>Co>Se). Участие наиболее распространенных тяжелых металлов в общем объеме промышленных эмиссий превышает 60%, а по отдельным из них (Pb, Cd, Ni, V, As, Sb, Se) – 90 - 99% [137].

В Российской Федерации, по данным Росгидромета [116], при устойчивой тенденции к сокращению объемов промышленных выбросов в последние десятилетия, по данным на 2020 г. в 15% городов, в которых проживает 9 % городского населения, наблюдаются очень высокие и высокие уровни загрязнения воздуха. За период с 2010 по 2020 гг. объемы выбросов тяжелых металлов от стационарных источников (ванадий, свинец, кадмий, ртуть, марганец, медь, никель, хром, мышьяк) колебались от максимальных 3520 тыс. т (2017г.) до минимальных 2010 тыс.т в 2020 г. В целом динамика выбросов ТМ имеет положительную тенденцию к сокращению по большинству веществ, хотя по части из них (марганец, оксид кадмия, свинец) отмечается увеличение объемов.

Интересную информацию дают оценки фонового загрязнения атмосферного воздуха на станциях комплексного фонового мониторинга (СКФМ, 4 станции, расположенные в Приокско–Тerrasном, Кавказском, Воронежском и Астраханском биосферных заповедниках), на которых ведутся

наблюдения за содержанием свинца, кобальта и ртути. Аналогичные наблюдения проводятся на пяти станциях (Приокско–Террасный, Кавказский, Воронежский, Астраханский и Алтайский БЗ) за фоновым содержанием тяжелых металлов (свинец, кадмий, ртуть, медь) в атмосферных осадках [116]. Получаемые результаты измерений позволяют характеризовать общую ситуацию с загрязнением природной среды за пределами зон влияния выбросов от промышленных источников загрязнения и автотранспорта. Кроме того, фоновые данные служат точкой отсчета для сравнительной оценки уровня загрязнения конкретных территорий, особенно при отсутствии утвержденных нормативов допустимого содержания вредных веществ.

Тяжелые металлы участвуют в загрязнении подземных вод; их содержание выявлено на 11% участков и 5% водозаборов, обследованных в 2020г. [116].

Наибольшую опасность представляет собой локальное загрязнение территорий, которое, как будет показано ниже на примере отдельных химических элементов, обуславливает существенное накопление их в компонентах экосистем, многократно превосходящих фоновый уровень. Максимальное выпадение загрязняющих веществ наблюдается на удалении от источника выбросов, равном 5 – 20-кратной высоте трубы (при высоком и горячем выбросе – 10 – 40-кратной) [16]. Регулярное поступление химических элементов в окружающую среду, сопровождающееся их аккумуляцией в геохимических барьерах, приводит к формированию техногенных геохимических аномалий, которые охватывают практически все компоненты природной среды – атмосферу, почвы, растительность, поверхностные воды и природные осадки. На начальном этапе функционирования источника загрязнения аномалии имеют аккумулятивный, приобретая впоследствии, в среднем за 25 лет, стационарный характер. В обозначенной зоне воздействия источников выбросов оседает только часть выбрасываемых веществ. Например, в зонах ТЭС выпадает 10–50% продуцируемых загрязнителей, причем для

газовых примесей эта доля не превышает 7 - 8%, для летучей золы – 60% и более [37].

Зоны влияния городов, обычно объединяющих множество различных источников выбросов, простираются на десятки, а крупных промышленных агломераций – на сотни километров [117]. Преобладающая часть процессов промышленного производства характеризуется высокотемпературными режимами, что способствует рассеиванию выбросов тяжелых металлов преимущественно в парообразной или мелкодисперсной форме. Дисперсный состав выбросов существенно зависит от эффективности очистного оборудования, а также от расстояния до источника выбросов и быстро трансформируется по мере удаления от него. К примеру, на относительно удаленных и сравнительно чистых территориях в снеговом покрове преобладают растворимые формы тяжелых металлов. При этом вблизи источников выбросов одновременно с увеличением общей массы пыли и степени концентрации в ней металлов, доля растворимых форм в снеговом покрове резко уменьшается [113].

По объему аккумуляции загрязняющих веществ в почвенном покрове природных экосистем, за многолетний период наблюдений, можно говорить об уровне опасности окружающей среды для проживания населения и развития этих природных территорий. Максимальный уровень загрязнения почв можно наблюдать на территориях возле предприятий черной и цветной металлургии, машиностроения, химической и энергетической промышленности [81]. По данным регулярного мониторинга [116, 148], можно сделать вывод, что сильное загрязнение ТМ почв в 2011–2020 гг. наблюдалось на 14% территорий, включающих населённые пункты и пятикилометровые зоны вокруг источников выбросов. При этом, по данным 2011–2020 гг., к опасному загрязнению по показателю загрязнения Z_{ϕ} ($32 < Z_{\phi} < 128$), характеризующему степень опасности для здоровья населения, относятся почвы гг. Свирска Иркутской обл. ($Z_{\phi}=54$; Pb, Cu, Cd), Норильска Красноярского края ($Z_{\phi}=124$; Cu, Ni, Co), Владикавказа (однокилометровая зона от ОАО «Электроцинк», $Z_{\phi}=112$; Cd, Pb,

Cu, Zn, Hg), Ревды (однокилометровая зона от ОАО «СУМЗ», $Z_{\phi} = 52$; Cu, Pb, Cd, Zn), Кировограда ($Z_{\phi} = 46$; Pb, Cu, Zn, Cd) и Реж ($Z_{\phi} = 49$; Ni, Cd, Cr, Co, Zn) Свердловской обл. К умеренно опасной категории загрязнения ($16 < Z_{\phi} < 32$) отнесены территории городов Слюдянка (Ni, Co, Pb), Черемхово (Pb, Cu, Zn) и Шелехов (Cu, Ni, Pb, Zn) Иркутской обл., Кирово – Чепецк (Pb, Cd) Кировской обл., Дзержинск (Pd, Zn) и Н. Новгород (Zn, Cu) Нижегородской обл., Новосибирск (Pb, Sn), Орск (Cu, Pb, Cd), Медногорск (Cd, Cu, Pb, Zn) Оренбургской обл., Дальнегорск (Zn, Pb, Cd) и Рудная Пристань (Pb, Cd, Zn) Приморского края, Баймак (Cu, Zn, Pb, Cd), Белорецк (Cu, Zn, Pb), Давлеканово (Cd, Pb), Сибай (Cu, Cd, Zn, Pb), Кумертау (Cu, Cd, Zn, Pb, Ni), Учалы (Zn, Cu, Cd, Pb) республики Башкортостан, Асбест (Ni, Cr, Cd, Co), В. Пышма (Cu, Ni, Pb), Первоуральск (Pb, Cu, Zn, Cd) и Полевской (Ni, Cr, Co, Zn) Свердловской обл., Томск (Cu, Pb, Cd, Zn), Ижевск (Pb, Ni, Cd, Cu). То есть, к опасной и умеренно опасной категории загрязнения почв отнесено 30 промышленно развитых населенных пунктов страны и прилегающих к ним территорий, из них в 65% случаев отмечается участие цинка, что позволяет отнести его к одному из наиболее приоритетных металлов–загрязнителей природной среды.

Загрязнение территорий с содержанием тяжелых металлов превышающие предельно допустимые концентрации в 3 раза или 9 фоновых концентраций в почве, выявлены на Урале (Кировоград, Ревда, Реж, В. Пышма, Первоуральск, Полевской – пятикилометровая зона вокруг СТЗ, Каменск-Уральский, Невьянск, Приморском крае (Медногорск, Дальнегорск – 30-километровая зона, Рудная Пристань, п. Хрустальный), Оренбургской обл. (Медногорск), Иркутской обл. (Свирск) [116]. К загрязненным ТМ в значительной степени предприятиями черной и цветной металлургии, энергетики и производства минеральных удобрений территориям относится Кольский полуостров [83].

К сожалению, до настоящего времени невозможно из-за отсутствия утвержденных нормативов допустимого воздействия тяжелых металлов для лесных насаждений достоверно оценить масштабы загрязненных площадей, потенциально опасных для жизнедеятельности лесных экосистем. Техногенно

загрязненные территории, расположенные вблизи крупных промышленных предприятий, довольно часто относятся к покрытым лесом площадям, которые выполняют прежде всего важные функции по стабилизации экологической ситуации в данных районах. В силу сравнительно медленных процессов самоочищения и значительной буферности большинства типов почв, накопленные в них тяжелые металлы способны аккумулироваться в течение длительного времени, создавая потенциальную угрозу состоянию и продуктивности лесных экосистем, качеству недревесных лесных ресурсов. В этой связи, загрязнение земель тяжелыми металлами вблизи промышленных центров и его влияние на состояние насаждений представляют реальную внутреннюю угрозу экологической безопасности государства [32, 81, 121, 137, 148].

Рассмотрим более детально особенности загрязнения природной среды наиболее распространенными тяжелыми металлами.

Цинк. Атомная масса 65,39. Кларк в земной коре 83 мг/кг [26]. Мировой объем производства цинка составляет, по разным данным 7,2 – 8 млн т. при объеме добычи руды 1,6 млрд т, то есть на производство 1 т металла требуется около 200 тонн руды [19, 102]. При этом, содержание цинка в пыли электросталеплавильного производства находится в пределах 96000–167000, стекольного – 129–13156, цементного – 202–13608, чугунолитейного – 209–2330 мг/кг. В летучей золе, образующейся при использовании мазута, содержание цинка достигает 780–2930 мг/кг, торфа – 75–5370, сжигании дров – 506–960 мг/кг [185].

В субстратах полигонов бытовых отходов среднее содержание цинка составляет около 2000 мг/кг, в компосте из твердых бытовых отходов – 605 мг/кг. Повышено, по сравнению с почвой, содержание цинка в смёте при уборке улиц (164 мг/кг) и осадке утилизируемого снега (145 мг/кг) [184].

Высокий уровень цинка (мг/кг сухой массы) характеризуются содержатся в минеральных и органических удобрениях (фосфатные удобрения – 50–1450; азотные удобрения – 1–42; органические удобрения – 15–250 мг/кг), сточные

воды оросительных систем – 700–49000 мг/кг, известковые материалы (10–450 мг/кг), пестициды (1–25 мг/кг) [33, 98].

Мировое поступление цинка от антропогенных источников, по имеющимся данным [33], составляет около 314 тыс. т в год. При этом с атмосферными осадками на поверхность Земли может выпадать до 72 кг/км² элемента, что в 3 раза больше выпадений свинца и в 12 раз больше, чем выпадения меди. По сравнению с фоновым содержанием цинка (жидкие осадки – 42 мг/м² в год, твердые осадки – 5,7 мг/м² в год) его выпадение в районах деятельности предприятий черной металлургии увеличивается по жидким осадкам в 0,9– 5,5 раз, по твердым осадкам – 3,2–78,6 раз; в районах ТЭЦ– по жидким осадкам в 0,8–3,6 раз, по твердым – 0,8–70 раз; вблизи машиностроительных предприятий – по жидким осадкам в 0,8–5,7 раз, по твердым – в 3,1–41,5 раз [33, 228]. В меньшей степени на содержание цинка в атмосферных выпадениях влияет угледобывающая промышленность.

Поступление цинка в атмосферу и его последующее выпадение на земную поверхность приводит к обогащению верхних горизонтов почвы. В районе цинкоплавильных комбинатов содержание элемента вблизи источников выбросов может достигать 80 мг/кг почвы [33]. Валовое содержание цинка в верхнем слое почвы (0–10см) заповедника – леспаркхоза «Горки» составляло в 1989 г. 45,5 – 62,2 мг/кг, а в Приокско-Тerrasном биосферном заповеднике – 32–42 мг/кг [4].

Согласно данным Росгидромета, в последние пять лет выявлено загрязнение почв цинком в городах Свердловской обл.: Верхняя Пышма (однокилометровая зона вокруг источника – от 3 до 7 ПДК, подвижная форма), Кировоград (6–20 ОДК, кислоторастворимая форма; 19–88 ПДК, подвижная форма), Невьянск (3–5 ПДК, подвижная форма), Ревда (12–14 ПДК, подвижная форма), п. Хрустальный (3–6 ОДК, кислоторастворимая форма), а также Дальнегорске Красноярского края (3–7 ОДК, кислоторастворимая форма; 3–6 ПДК, подвижная форма) [116].

Поступление цинка на земную поверхность, кроме почв, может прямо (в том числе и со сточными водами) или опосредованно, вследствие миграции по почвенному профилю, приводить к загрязнению других природных сред. В частности, в течение многих лет сохраняется хроническая загрязненность соединениями цинка (до 5–7 ПДК) р. Ока на территории Московской обл. Цинк входит, наряду с Mn, Cu, Ni, Hg, Pb, Cd, в перечень 35 загрязняющих веществ, на которые приходится до 75% случаев высокого и экстремально высокого уровней загрязнения поверхностных пресных вод на территории Российской Федерации [116].

Относительно нормального уровня содержания цинка в растениях, единой позиции не существует. Как и для других металлов, его концентрация в растительных организмах зависит от концентрации (валовой и доступной) в почве условий местопроизрастания. Цинк, обладая относительно высоким коэффициентом транслокации из почвы в растения, сравнительно легко перемещается из корней в побеги и, как правило, аккумулируется в листьях в высоких концентрациях. При этом различные виды растений, произрастающие в одних и тех же природных условиях при одинаковом уровне загрязнения, могут накапливать неодинаковое количество элемента. Имеются данные, что нормальное содержание цинка в растениях может изменяться от 15 до 150 мг/кг сухого вещества [8, 70, 137, 175].

Содержание цинка в древесных частях растений колеблется около 7–27 мг/кг. Концентрация цинка в хлорофилсодержащих компонентах значительно выше, например, в листьях некоторых древесных растений может составлять от 40 до 95 мг/кг, в листьях тополя черного содержание цинка превышает 110 мг/кг [8, 33, 70, 135].

С точки зрения конкуренции между металлами в почве, для цинка характерен, по одним данным, синергизм [46], по другим – антагонизм [102] в отношении кадмия. В первом случае, при наличии обоих элементов в почвенном растворе, связывание их почвой уменьшается при одновременном усилении подвижности и биоаккумуляции; в другом – цинк способен снижать

токсичность Cd. По отношению к Cu, Mn и Fe отмечается обратная зависимость [102].

Медь. Атомная масса 63,5. Кларк в земной коре 47 мг/кг [26]. Мировое производство меди составляет 8,7 млн. т [102]. Основным антропогенным источником выбросов Cu является цветная металлургия, при этом ее годовое поступление в атмосферу Европы составляет 5,8 тыс. т [137]. Участвуя в атмосферной миграции, Cu находится в воздухе в виде аэрозольных твердых частиц размерами 0,25–25 мкм; концентрации меди составляют в среднем 10–100 мг/м³ [33].

По данным Росгидромета [116], объемы выбросов оксида меди от стационарных источников в период 2010–2021 гг. были достаточно велики, средний ежегодный выброс составил 1357 тыс. т, при этом динамика выбросов имеет тенденцию к снижению, в 2021 г. – 724 тыс.т.

В атмосферных осадках фоновых районов в период наблюдений 2009–2020 гг. среднее содержание меди не превышало 15мкг/л на всех пунктах сети наблюдений станций комплексного фонового мониторинга (СКФМ) [116]. Оценки техногенного выпадения элемента в фоновых районах на поверхность почвы составляют 2–5 кг/га в год) [37].

Среднее содержание меди в почвах мира, по некоторым данным, равно 30 мг/кг [205], вблизи промышленных источников загрязнения в некоторых случаях ее концентрация может достигать 3500 мг/кг [59]. Содержание в почве Cu на уровне 6–15 мг/кг считается недостаточным, 15–60 мг/кг – нормальным и более 60 мг/кг – избыточным [33].

В почвах медь является слабомиграционным элементом, хотя содержание подвижной формы бывает достаточно высоким. Количество подвижной меди зависит от многих факторов: химического и минералогического состава материнской породы, рН почвенного раствора (при рН 7–8 почвенного раствора растворимость меди наименьшая), содержания органического вещества и др. Почвенные растворы содержат Cu в концентрации 0,001–0,06 мг/л, причем более 90% этой меди комплексируется с органическими веществами [12, 160].

По другим данным, около 55% меди, больше всех других приоритетных тяжелых металлов, связывается в почве ее органической фазой и ослабляет доступность в окружающей среде [46]. Устойчивые комплексы с медью способны образовывать гуминовые и фульвокислоты. [8, 25, 66]. Наибольшее количество меди в почве связывается с оксидами железа, марганца, гидроксидами железа и алюминия и, особенно, с монтмориллонитом, вермикулитом.

Медь примерно в пять раз имеет более низкую способность транслокации из почвы в растения, обладая антагонизмом в отношении цинка, молибдена, железа при поглощении корнями растений [46]. Содержание меди в растениях варьирует от 1 до 20 мг/кг сухого вещества; наиболее высокое содержание элемента отмечается в листьях [195]. В зоне воздействия медно-никелевого комбината содержание Cu в листьях березы составляет 1259 - 2114 мг/кг, на фоновых территориях 5,22–7,40 мг/кг; в хвое ели текущего года – до 384 мг/кг [137].

Никель. Атомная масса 58,69. Кларк в земной коре 58 мг/кг [26]. Мировое производство никеля составляет 0,8 млн т [102]. Содержится в выбросах металлургических и сталелитейных производств, предприятий химического машиностроения, производств стекла, керамики, пигментов. Атмосферный воздух в районе деятельности таких предприятий загрязняется никельсодержащими аэрозолями высокой степени дисперсности. Элемент также поступает в окружающую среду с выбросами автотранспорта (дизельное топливо), промышленными и бытовыми сточными водами [12, 33]. Никель проявляет сродство к органическому веществу, концентрируясь в угле, нефти и особенно в торфе, что приводит к большим объемам его выбросов при сжигании топлива.

Поступление никеля в атмосферу от различных источников колеблется, по разным оценкам, от 70 до 152 тыс. т/год. Современные антропогенные выбросы никеля на 180% превышает естественное поступление. Считается, что в XX веке в окружающей среде рассеялось примерно 1 млн. т никеля [33]. По

данным Росгидромета, выбросы Ni от стационарных источников – в 2020 году составили 10,7 тыс. т [116].

Никеля в растениях всегда больше, чем кобальта. Некоторые исследователи указывают на способность почвы и растений накапливать его в количествах, в несколько сот раз превышающих фоновые загрязнения. Можно выделить *Alissum bartolonii Desv.*, содержание окиси никеля (NiO) в золе листьев которого может достигать 10% [195].

Кадмий. Атомная масса 112,4. Кларк в земной коре 0,13 мг/кг [26]. Мировое производство составляет 0,02 млн. т [102]. Поступает в окружающую среду в основном с выбросами предприятий черной металлургии, ТЭЦ, машиностроительной промышленности, преимущественно в виде жидких осадков с выпадениями 0,22–1,10 мг/м² в год, а также промышленными сточными водами [33].

Ежегодно с промышленными выбросами в атмосферу попадает в 40 раз больше кадмия, чем может быть включено в биохимический цикл [37]. Только в атмосферу Европы выбрасывается до 612 т в год кадмия [137]. По данным Росгидромета, выбросы Cd от стационарных источников – составили в 2020 году 5,7 тыс. тонн [116].

Согласно данным Росгидромета, в 2019–2020 гг. среднегодовые фоновые концентрации кадмия в атмосферном воздухе центральных районах ЕЧР не превышали 0,09 нг/м³. Интервал суточных изменений концентраций по всем пунктам наблюдения находится в диапазоне 0,003–11,0 нг/м³. На юге ЕЧР (Астраханский биосферный заповедник) продолжают наблюдаться повышенные уровни концентраций элемента, а в отдельные дни могут регистрироваться максимальные среднесуточные концентрации элемента значением более 10 нг/м³[116]. В воздухе крупных промышленных городов его концентрация достигает 15 нг/м³ [33].

Среднегодовые концентрации кадмия в атмосферных осадках за период 2009–2020 гг. в фоновых регионах на станциях сети СКФМ сохраняются на

низком уровне и не превышали порядка 0,3 мкг/л, хотя диапазон изменений был значительно выше – от 0,01 до 49 (Кавказский БЗ) мкг/л [116].

Загрязнение почв кадмием может происходить при внесении минеральных удобрений (суперфосфат содержит кадмия 720 мкг/100 г, аммиачная селитра – 66 мкг/100 г). Среднее содержание кадмия в незагрязненных почвах составляет 0,06 мг/кг при возможном диапазоне колебаний от 0,01 до 0,7 мг/кг воздушно-сухой почвы [8]. Вблизи металлургических предприятий содержание кадмия в почвах (особенно на глубине до 2,5 см) может в 20–50 раз превышать контрольные значения [33].

Повышает растворимость кадмия, как и цинка, внесение органических удобрений в почву из-за формирования комплексных соединений с растворенными органическими кислотами [138]. Не являясь функциональным микроэлементом, кадмий практически всегда накапливается в растениях, причем, как и все металлы, его содержание в растении зависит, в первую очередь, от концентрации в почвенном растворе. Проявляя синергизм при взаимодействии в растениях и на поверхности корней с цинком и свинцом, кадмий является антагонистом для селена, и, возможно, меди. Как и цинк, кадмий характеризуется высоким коэффициентом транслокации из почвы в растение, однако, в отличие от Zn, гораздо интенсивней накапливается в корнях, чем в побегах и листьях [46]. В некоторых культурах его содержание может в десятки, а то и в сотни раз превышать фоновые концентрации, не вызывая при этом гибели растений. Обычно концентрация кадмия в растительном материале составляет 0,02–0,5 мг/кг сухого вещества, однако его содержание в некоторых видах растений может достигать 30 мг/кг и более [8], сильно загрязненные растения могут содержать даже до 400 мг/кг кадмия [216]. В противоположность другим химическим элементам, за исключением цинка, кадмий может интенсивно и в больших количествах накапливаться в генеративных органах растений.

Кобальт. Атомная масса 58,9. Кларк в земной коре 18 мг/кг [26]. Кобальт содержится в основном в выбросах предприятий черной и цветной

металлургии, а также в выбросах установок по сжиганию каменного угля, мазута, автотранспорта, в промышленных и бытовых сточных водах [33].

Ежегодное поступление Co от природных и антропогенных источников в атмосферу планеты составляет около 14 тыс. т [127], из них около 5 тыс. т выделяется тепловыми станциями и электростанциями, около 1 тыс. т – промышленностью и транспортом. Ежегодные глобальные выбросы от сжигания угля могут достигать 700 т, от использования нефти – 30 т [102].

В атмосферных осадках европейской части России содержание кобальта достигало 1,4 мкг/л, в пробах свежеснежавшего снега в Москве – 0,18 мкг/л [33, 137].

Среднее валовое содержание кобальта в почвах составляет 8 мг/кг при возможном диапазоне колебаний от 1,0 до 40 мг/кг воздушно-сухой почвы [8]. Максимальное содержание подвижного кобальта в почвах вблизи горнометаллургического комбината может достигать 20 мг/кг, при этом наибольшие значения отмечаются в слое почвы глубиной до 2 см [48]. Высшие значения содержания кобальта регистрируются вблизи крупных автомагистралей (до 800 мг/кг) [154].

Кобальт присутствует во всех растениях, его содержание колеблется от 0,05 мг/кг до 11,6 мг/кг массы сухого вещества. Большим количеством кобальта характеризуются азотфиксирующие бобовые культуры, около 50% кобальта в растениях находится в ионной форме, примерно 20% в форме кобамидных соединений и в составе витамина B₁₂. Заметно больше меди, никеля, железа и кобальта может накапливаться, по сравнению с брусникой, в листьях черники, что обусловлено более высокой физиологической активностью тканей листа [137, 195].

Свинец. Атомная масса 207,2. Кларк в земной коре 16 мг/кг [26]. Объем мирового производства свинца составляет около 2,5 млн т в год [33], по другим данным – 3,4 млн. т/год [102]. По некоторым данным [104, 221], антропогенные выбросы свинца в сотни раз превышают его естественное поступление на земную поверхность.

Основными источниками антропогенного поступления элемента в окружающую среду являются металлургические предприятия, выхлопные газы двигателей внутреннего сгорания, сточные воды, добыча и переработка металла. Например, содержание свинца в твердых выбросах металлургического комбината может достигать 250–440 мг/кг [33].

Ежегодные выбросы свинца от стационарных источников на территории России за период 2010–2020 гг., по данным Росстата (2010–2017 гг.) и Росприроднадзора (2018–2020 гг.), колебались от 75 до 815 тыс. т, максимальные значения отмечены в 2017 г. Данные мониторинга за содержанием тяжелых металлов в атмосферном воздухе, показывают, что в период 1985 по 2020 гг. максимальные значения среднегодового содержания свинца на Европейской территории России в фоновых районах изменялись от 14 до 2 нг/м³. При этом в 2020 г. среднегодовые концентрации составили 1,5–2,7 нг/м³ [116]. В районе завода по выплавке свинца его содержание в атмосферном воздухе достигает 0,62–0,95 мкг/м³, иногда повышаясь до 12 мкг/м³, а в крупных промышленных центрах – до 40 мкг/м³[33], то есть, значительно выше фоновых значений.

Содержание свинца в атмосферных осадках фоновых районов России по всем станциям наблюдений в 2019–2020 гг. изменялось от 0,05 до 696 (Приокско-Террасный БЗ) мкг/л, оставаясь в 2020 г. в пределах 0,4–2,7 (Приокско-Террасный БЗ) мкг/л. За период с 2009–2020 гг. среднее содержание элемента в фоновых осадках не превышало 6 мкг/л [116].

Вокруг промышленных предприятий концентрация свинца в верхнем слое почвы может достигать 500–1000 мг/кг [43, 216]. Фоновое содержание свинца в почвах отмечено на 28% территории России, около 11% площадей относятся к зоне риска, включая селитебные территории [163].

Существенное загрязнение природной среды свинцом оказывают выбросы транспорта. Подсчитано, что из автомобильных выхлопов дополнительно осаждается на почву около 3 мкг/г свинцовых аэрозолей в

сельских районах и 10 мкг/г в городских условиях (цит. по Механизмы ..., 2009) [102].

Доступность свинца растениям, как и меди, существенно зависит от способности гуминовых веществ удерживать большие количества элемента. Роль органического вещества в связывании Pb заметно меньше, чем Cu и не превышает 22%, приближаясь к кадмию и цинку. При этом свинец обладает в 50 и 10 раз меньшей подвижностью, чем цинк и медь, что свидетельствует о его низкой доступности растениям.

У древесных растений больше всего свинца накапливается в корневой системе и коре; у березы бородавчатой в коре содержится 7,9 мг/кг, в корнях – 9,3 мг/кг. В побегах двухлетнего возраста накапливается 2,7 мг/кг свинца, а трехлетнего – 3,1 мг/кг, что значительно ниже по сравнению с корой и корневой системой. В растениях сосны обыкновенной наибольшее количество свинца накапливается в коре [69].

1.3. Общие закономерности накопления и миграции тяжелых металлов в лесных экосистемах

Химический состав выбросов, поступающих в окружающую среду, изменяет сложившийся характер взаимоотношений растений и среды обитания. В силу этого растительные сообщества в естественных условиях всегда подвергаются одновременному воздействию многих химических соединений, как жизненно необходимых растению, так и прямо токсичных для его организма, поглощаемых из атмосферных осадков, а также корнями из почвы. В связи с этим чрезвычайно важно учитывать общие закономерности распространения и эколого-геохимические особенности поведения элементов во всех средах, с которыми контактирует растение в процессе своей жизнедеятельности.

Из 104 известных химических элементов в живых организмах обнаружено несколько больше шестидесяти, но для поддержания жизненных процессов

растению необходимо не больше 20 основных элементов. Среди них: С, О, Н, N, Ca, K, Mg, P, S, Fe, Cu, Mn, Zn, Mo, B и Cl. Первые четыре из них растительные организмы получают, в основном, из диоксида углерода, воды, кислорода и азота атмосферы; остальные, в основном, поглощаются из почвы. Некоторые виды растений в определенный период развития могут нуждаться в Na, Se, Al и Si, хотя эти элементы не относятся к необходимым [195].

В.А. Ковда [67] разделяет химические элементы растений на органогены и примеси. К примесям относятся те элементы, которые накапливаются в организме при повышенном содержании в окружающей среде; при этом выделены абсолютные примеси— проходят транзитом через растение, не накапливаясь в нем в больших количествах. Из тяжелых металлов только цинк, медь и железо относятся к необходимым для жизнедеятельности растений; остальные тяжелые металлы имеют для них значительно меньшее значение.

Авторами геохимической классификации элементов по особенностям их миграции в зоне гипергенеза, все элементы делятся на воздушные (газообразные) и водные мигранты [129, 189]. Воздушные мигранты мигрируют в растворенном состоянии, образуя ионы и молекулы (SO_4^{2-} , H^+ и т.д.). Водные мигранты перемещаются преимущественно в виде ионов, молекул, взвесей в природных водах и атмосфере; газообразные соединения для них не характерны. Водные мигранты различаются между собой по интенсивности их миграции, биогенному накоплению, форме миграции (преимущественно катионы и анионы), контрастности миграции в различных окислительно-восстановительных условиях, по типам геохимических барьеров, на которых они осаждаются. Роль того или иного элемента в зоне гипергенеза определяется его количественным содержанием в среде (т.е. связана с кларком) и интенсивностью миграции [129, 189].

При хозяйственной деятельности человека происходит «добавление» химических соединений техногенного происхождения к естественному геохимическому фону в природных средах. При этом существенно увеличивается скорость миграции элементов, что приводит к нарушению

характера рассеяния их в биосфере, возникновению зон с аномальными концентрациями в природных средах. Происходит изменение форм существования элементов, появление абсолютно новых, не свойственных биосфере, химических соединений (в первую очередь, органических, радиоактивных, сверхчистых).

В условиях промышленного загрязнения среды ведущее место с учетом первоочередности загрязнения, рассеивания, переноса и поглощения химических веществ принадлежит атмосфере. Через атмосферу происходит загрязнение всеми веществами, которые выбрасывают из труб промышленные предприятия. Состав выбрасываемых веществ (эмиссии) определяет то, какими веществами и в каких объемах будут подвергаться загрязнению природные среды, а через них и растения. К этим веществам, называемым первичными, добавляются вторичные соединения, синтезируемые в атмосфере в процессе самых разнообразных реакций (Рисунок 1.1).

Кроме газовой и водной аэрозольной частей, загрязнители в атмосфере пребывают и в форме твердого аэрозоля различного происхождения. Поведение тяжелых металлов в атмосфере и других компонентов природной среды зависит от размеров металлосодержащих аэрозольных частиц, а также от степени растворимости соединений [199]. Тяжелые металлы с высокими мелко – и крупнодисперсными аэрозолями (0,05–2 мкм и более), а наиболее токсичные элементы с низкими кларками (Cd, Pb, Hg, As) – с субмикронной фракцией (менее 0,05 мкм) или пребывают в парогазовой форме аэрозоля.

Из атмосферы тяжелые металлы удаляются путем сухого и/или мокрого осаждения, достигая непосредственно лесной подстилки и почвы. Тяжелые металлы, включаясь в биогеохимические циклы и обладая хорошей подвижностью и растворимостью, активно перемещаются в почвах, и быстро поглощаются растительностью [37].

В природных водах (включая осадки, что важно для распространения загрязнителей) загрязняющие вещества находятся в растворенной и минеральной части (взвеси). Тяжелые металлы, как правило, преобладают во

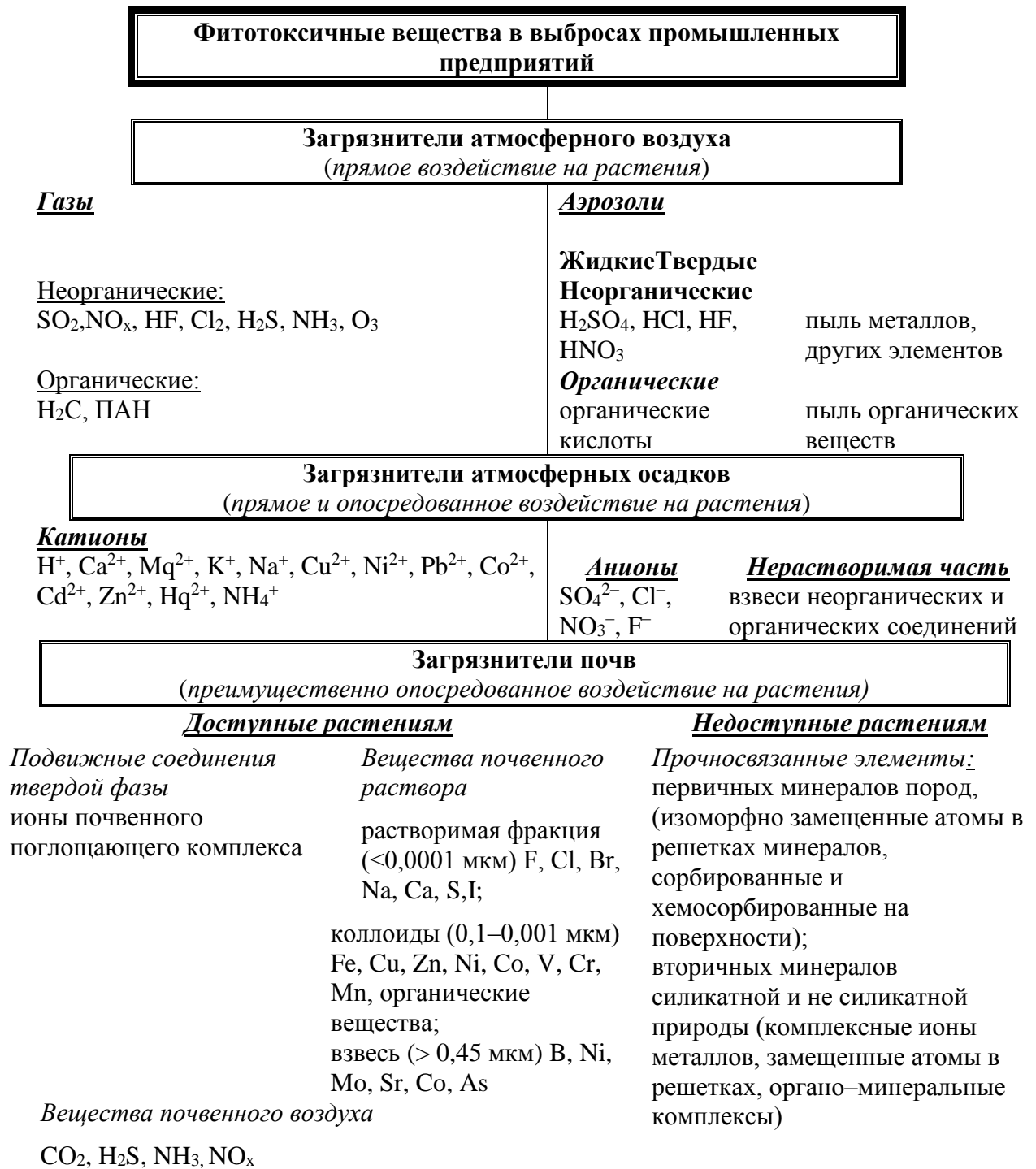


Рисунок 1.1. Классификация фитотоксичных веществ в промышленных выбросах

взвешенных формах; истинно растворенные формы характерны для неметаллов (F, Cl, Br, I, S), а также натрия и калия. В снеговом покрове тяжелые металлы, в отличие от сульфатов, гидрокарбонатов, соединений азота, фторидов, фосфатов, хлоридов и кальция (макрокомпоненты), обычно относят, наряду с органическими соединениями и радионуклидами, к микрокомпонентам [6, 196].

С точки зрения воздействия на почвенный покров, М.А. Глазовская [37] выделяет: 1) педогеохимически активные вещества, преобладающие в выбросах предприятий, имеющие, как правило, высокие кларки (Fe, Ca, Mg, минеральные кислоты, щелочи) и изменяющие щелочно-кислотные и окислительно-восстановительные условия в почвах; 2) биохимически активные вещества – токсичные для живых организмов, типоморфные для каждого типа выбросов поллютанты, в основном, с низкими кларками – Hg, As, Pb и др.

В почве элементы могут находиться в прочносвязанном состоянии, в подвижной форме твердой фазы и растворенном состоянии в почвенном растворе [108]. На долю прочносвязанных элементов с первичными минералами исходных пород или вторичными минералами (глинистые породы, несиликатные оксиды металлов) приходится до 90% их валового содержания в почве, причем основное их количество входит в решетки минералов, удерживается оксидами и гидроксидами железа и марганца, фиксируется в обменной форме или необратимо глинистыми минералами. Микроэлементы обычно концентрируются (до 50% и более от валового содержания) в илистой фракции почв, из которых 30– 60% может удерживаться ее тонкодисперсной частью. Закрепление прочносвязанных элементов в органическом веществе почвы не превышает 1% от общего количества.

Тяжелые металлы, попадая в почву, загрязняют ее на значительную глубину (до 1 м). В распределении тяжелых металлов по почвенному профилю дерново-подзолистых почв установлено два максимума: наиболее значительный отмечается в верхнем гумусовом слое (наличие органического вещества), менее значительный – в иллювиальном горизонте (В), куда вымываются продукты трансформации. При этом уровень распределения металлов вниз по профилю существенно зависит от гранулометрического состава почвы, ее уплотнения почвы и степени загрязнения. При уплотнении почвы увеличивается доля наиболее подвижных форм, что, вероятно, происходит из-за ослабления минерализационных процессов и формирования

грубогумусного аккумулятивного горизонта, а также дополнительное количество тяжелых металлов из-за отмирания клеток микроорганизмов [107].

Фитотоксичность загрязнителей, накопленных почвой, во многом определяется доступностью их растениям при поглощении из почвенного раствора. В связи с этим, наиболее актуальным является содержание химических веществ как собственно в почвенном растворе, так и в обменной форме твердой фазы почв, находящихся в постоянном взаимодействии друг с другом [108]. При этом почвенный раствор представляет собой гетерогенную физико-химическую структуру, включающую истинно растворимую фракцию (свободные ионы, аквакомплексы, гидроксокомплексы, комплексы с органическими и минеральными кислотами), коллоиды (диаметр 0,1–0,001 мкм) и взвеси (более 0,45 мкм). Тяжелые металлы не встречаются среди истинно растворимых форм, и основная миграция их в водной среде происходит в форме взвесей (Ni, Co, As) или коллоидов (Fe, Cu, Zn, Ni, Co, V, Cr, Mn), благодаря их соединению с низко- и высокомолекулярными органическими веществами (главным образом, гуминовые и фульвокислоты) [6, 10, 137,]. Особенности доступности ТМ растениям для конкретных элементов отражены в разделе 1.2 данной главы диссертации.

Миграционная способность соединений тяжелых металлов в почве и, как следствие, их фитотоксичность, находятся в прямой зависимости от кислотно-щелочной и окислительно-восстановительной характеристик почвы. В условиях кислой среды нерастворимая часть фракции большинства тяжелых металлов переходит в растворимые формы, и при прохождении техногенного потока металлов через почву масса растворимой фракции в кислых почвах может нарастать. В условиях нейтральной или слабощелочной реакции почв и почвенного раствора при значительном содержании гумуса, тяжелом механическом составе почв тяжелые металлы находятся в малодоступной форме и накапливаются в почвах. В этих же условиях повышается опасность элементов, мигрирующих в виде анионов (V, Zn, Cr, As, Mo, Sr, Se). К примеру,

цинк при $pH < 5,5$ преимущественно находится в подвижной форме, но слабо подвижен в слабокислых и нейтральных почвах с $pH = 5,5 - 7,5$ [30, 108, 137].

По данным Ю.Н. Водяницкого [29, 30], вблизи цинкоплавильного завода (штат Пенсильвания, США), переплавляющего в течение 80 лет сфалерит ZnS , в верхнем слое почвы (0–10 см) с кислой реакцией среды ($pH 3,2$) содержалось 6200 мг/кг цинка; обменный (водный) цинк составлял 14%, в качестве остаточной фазы доминировал сфалерит (50%), а также франклинит и новообразованный оксалит цинка. В нижнем слое почвы (10–30 см) значение pH увеличилось до 3,9, и содержание цинка сократилось до 900 мг/кг, причем здесь 56% общего цинка находится в обменной форме и до 31% – в составе малорастворимой фазы в комплексе с оксидом марганца.

Большое практическое значение имеют данные об удалении токсических элементов из экосистем. По данным [64], периоды полуудаления цинка составляют 70–510 лет, кадмия – 13–110 лет, меди – 310–1500 лет, свинца – 740–5400 лет.

Поступающие из атмосферы в составе природных осадков или в виде сухих выпадений, аэрозоли, обогащенные тяжелыми металлами техногенного происхождения, попадают в лесные экосистемы, и, проходя транзитом через растительный полог, аккумулируются преимущественно в лесной подстилке и почве. При этом полог леса играет задерживающую (фильтрующую) роль для тяжелых металлов [20, 31, 209, 224]. Многолетние исследования в районе техногенного загрязнения ГРЭС показали, что сосняки обладают высокой фильтрующей способностью, осаждая ежегодно 36–66% аэрозолей тяжелых металлов, поступающих с дымовыми выбросами станции. Наибольшие нагрузки приходятся на насаждения, растущие в направлении господствующих ветров на расстоянии до 20 км от станции [160]. Имеются данные [4], что под пологом леса выпадения цинка составили в среднем $1,16 \text{ мкг/дцм}^2$, в то время как на открытом пространстве (лесная поляна) – $0,47 \text{ мкг/ дцм}^2$, т.е. в 2,2 раза меньше.

Поглотительная способность экосистем в отношении тяжелых металлов определяется строением тканей (в частности, коры и хвои) деревьев, видами живого напочвенного покрова, физико-химическими свойствами горизонтов почвы. К примеру, может отмечаться более высокое содержание металлов в коре дуба по сравнению с корой ели и сосны, из напочвенного живого покрова – во мхах; в почвах больше всего они концентрируются в верхних A_0 и A_1 горизонтах. Не наблюдалось различий в содержании тяжелых металлов в почвенных лишайниках и травянисто-кустарниковом ярусе (брусника) [189]. По данным [47] некоторые растения (*Plantago major* L.) могут избирательно накапливать тяжелые металлы, если их недостаточно для нормального уровня жизни, при превышении же этих элементов в почве, растение блокирует их поступление.

Исследованиями доказана устойчивая корреляция между содержанием загрязнителей в почвах и их концентрацией. Например, вблизи предприятий цветной металлургии более тесная связь в системе «почва-растение» отмечена для цинка, более слабая – для меди и свинца. При этом для диагностики и оценки опасности уровня загрязнения лесных насаждений тяжелыми металлами особое значение имеет показатель содержания их в ассимиляционном аппарате растений [189]. Следует сказать, что научные источники по данному вопросу приводят довольно противоречивые сведения. По данным польских исследователей, чистый (Бойцовский национальный парк) и загрязненный массивы леса (вблизи свинцово–цинкового комбината «Болеслав») имели хвою, которая в 2–6 раз различалась по концентрации тяжелых металлов Zn, Pb, Cd, Cu и Co. Как правило, хвоя старших возрастов накапливает больше металлов, чем однолетняя. Вблизи комбината максимальные содержания элементов отмечались в хвое 2-го года в древостоях более старшего возраста [Swoboda, Калемба, 1985; цит. по 189]. Однако в зоне воздействия металлургических производств содержание металлов в хвое сосны и ели практически не различалось [189].

Применительно к тяжелым металлам, поступление которых в растения происходит преимущественно через корневую систему растений, большой интерес представляют данные о накоплении элементов в корнях. Имеются данные, что в корнях диаметром менее 1 мкм концентрация металлов была выше, чем в корнях большего диаметра. Вместе с тем, на кислых почвах содержание Zn, Mn и Pb было больше в корнях большего диаметра [Maeyer, Heinrichs, 1981; цит. по 189]. В сосняке– черничнике в Архангельской области верхние пределы содержания цинка в древесной части корней диаметром менее 10 мм были намного выше, чем в стволовой древесине. При этом в лубяной части ствола накапливалось больше цинка, чем в древесине ствола [109]. Отмечаемое более высокое содержание тяжелых металлов в корнях, чем в надземных органах, свидетельствует о выполнении корневой системой важных фитоабсорбционных, фитоэкстракционных и фитостабилизационных функций, обеспечивающих очистку почв от загрязняющих веществ [2, 207].

1.4. Фитотоксичность тяжелых металлов и их влияние на лесную растительность

В процессе воздействия вредных веществ на растения выделяют два основных этапа: 1) поглощение токсикантов растением; 2) реакция растений на поглощенный загрязнитель.

Поступление газовых загрязняющих веществ происходит, главным образом, через устьица ассимиляционного аппарата при газообмене в процессе фотосинтеза и дыхания. Часть веществ может оседать на различных частях растения и в последующем проникать в лист через эпидерму, из коры поступать в луб. Многие фитотоксиканты (металлы, продукты трансформации газовых примесей и др.) могут поглощаться корнями растений из почвы, которая депонирует атмосферные загрязнители.

В основе устойчивости растений к действию тяжелых металлов лежит совокупность клеточно-молекулярных механизмов, поддерживающих

гомеостаз и целостность клетки, организма и популяции в целом. Механизмы металлоустойчивости могут формироваться разными путями и на разных этапах трансформации элемента при поступлении в растение. Это, прежде всего, предотвращение поступления тяжелых металлов в растения через образование нерастворимых хелатных соединений, органических нерастворимых комплексов с накоплением их в относительно инертных частях растений (клеточных стенках, особенно корней), растворимых слабодиссоциирующих комплексов, например, образование стабильного ионного комплекса цинка с яблочной кислотой в цитоплазме клеток корней растений. Очевидно, что отмеченные клеточно-молекулярные механизмы металлоустойчивости растений дополняют друг друга, но сам по себе ни один из них не может обеспечить нормальную жизнедеятельность организма в условиях повышенных содержаний тяжелых металлов. Кроме того, толерантность к тяжелым металлам у растений может быть связана с проявлением антагонизма между элементами (к примеру, Zn и Cd). Поступая в корни растений, ионы металлов конкурируют как в процессе передвижения, так и в процессе поглощения при преимущественном поглощении одних элементов и снижении концентрации других [175].

Поглощенные растением вещества, особенно в газовой форме, накапливаются преимущественно в листовом аппарате, хотя для отдельных загрязнителей отмечены и специфические места дислокации – корни (свинец), плоды (фтористый водород). Каждое фитотоксичное вещество имеет свои особенности накопления и механизм действия на растения, однако, у них имеется и много общих черт, что позволяет выделить общие закономерности воздействия атмосферных загрязнителей на живое вещество.

Воздействие фитотоксиканта начинается с поступления его в клетку и проявляется, прежде всего, в так называемых «невидимых» (латентных, скрытых) повреждениях или нарушениях [27, 230]. По мнению Т. Келлера [214], к таким повреждениям относятся все формы поражения организма, не воспринимаемые невооруженным глазом. На клеточном уровне к ним

относятся [17, 27, 41, 214, 220, 230]: повышение проницаемости клеточных мембран, изменение клеточной среды (кислотности клеточного сока), изменение ферментативной активности и направленности обмена веществ (например, повышение активности пероксидазы, полифенолоксидазы, нарушение синтеза крахмала, белков, активация синтеза ингибиторов роста – этилена, абсцизовой кислоты, изменения продуцирующих веществ с защитными функциями (пролина), подавление фотосинтеза и разрушение пигментов.

Достигнув определенных значений, нарушения функции клеток могут привести к изменениям на более высоких уровнях организации. Деградация хлоропластов или изменение состава и соотношения хлорофиллов обуславливают снижение фотосинтеза ассимиляционных органов. С повышением проницаемости клеточных мембран связано обезвоживание тканей, приводящее в конечном итоге к нарушению водного обмена в растении и суховершинности деревьев [215].

С течением времени или при определенных концентрациях загрязняющих веществ «невидимые» повреждения могут перейти в «видимые», которые еще называют симптомами (изменение окраски, хлороз, некроз листьев; преждевременное опадение (дефолиация) листьев; изменение размеров органов, их формы, количества и пространственного положения; нарушение роста, развития и плодовитости растений [27]. Может наблюдаться рост доли листьев с уродливыми деформациями пластинок, искривлением побегов, образованием стелящихся ветвей и других биоморф. Образование некрозов и регулярная преждевременная дефолиация сокращают ассимиляционную поверхность, что обуславливает нарушение роста побегов, снижает радиальный прирост и биологическую продуктивность деревьев [78, 94].

Большинство указанных симптомов повреждения в природе могут возникнуть по многим причинам, поэтому они не являются специфичными и не служат неопровержимым доказательством воздействия токсичных веществ. Вместе с тем, на определенных стадиях воздействия все же удастся выделить

симптоматическое повреждение некоторыми фитотоксикантами. Это, в первую очередь, относится к макроскопическим изменениям (хлорозы, некрозы) листьев [17].

Известно, что большинство тяжелых металлов являются важнейшими микроэлементами для развития и роста растений. Рассмотрим особенности их биологической значимости и фитотоксичности для растений.

Благодаря цинку осуществляется функционирование ряда ферментов, так как он влияет на процессы фотосинтеза, фосфорного обмена растений, участвует в процессах синтеза белков и ауксина, регулирует содержание сахарозы и крахмала, органических кислот и небелкового азота [8, 42]. Характерным признаком для всех растений, страдающих от недостатка цинка, является задержка роста, в частности, почти полное прекращение роста междоузлий [195].

Характер реакции древесных растений на влияние солей цинка близок влиянию меди. При действии ионов цинка на растения тополя, выращиваемые в водной культуре, видимые повреждения листьев проявлялись преимущественно в виде хлорозов по центральной жилке. Цинк больше других тяжелых металлов оказывает влияние на увеличение относительной длины жилок на листьях тополя бальзамического, а также снижение относительного числа устьиц на единицу площади листа. Также снижается и толщина листьев, но, в отличие от влияния ионов меди, это снижение обусловлено, в основном, снижением толщины губчатой и столбчатой паренхимы при практически неизменной толщине покровных тканей – кутикулы и эпидермиса. Хроническое воздействие цинка приводит к двукратному снижению содержания пигментов фотосинтеза в листьях тополей, причем такое снижение происходит преимущественно за счет хлорофилла А [70]. При увеличении содержания цинка в растениях, появляются симптомы недостатка меди и железа, замедляется процесс их усвоения [164]. Вместе с тем, фитотоксичность цинка обнаруживается только при существенном увеличении содержания его в почвах. На почвах с малой емкостью катионного обмена токсический эффект

цинка наблюдается при нагрузке 400 - 700 кг/га, с большей емкостью поглощения – до 2000 мг/га [8]. Появление признаков токсичности Zn у растений происходит при содержании его в тканях 300–500 мг/кг сухого вещества [8, 135, 175, 225].

Фиксация цинка органическим веществом, полуторными оксидами и глинистыми минералами почвы существенно снижает его доступность для растений, при чем наибольшее закрепление отмечается в первые годы после внесения и в меньшей степени в последующие годы. Прочность связывания Zn с почвой зависит не только от длительности опыта, но и от свойства почвы: pH, содержания органического вещества, степени обеспеченности питательными веществами. Так, в дерново-подзолистой среднесуглинистой почве через 2 года после внесения Zn содержание его в обменной форме было в пределах 14–24% от дозы внесения. Количество Zn фиксированного органическим веществом составило 33–38% и полуторными оксидами и гидроксидами – 36–38% от дозы внесения. Через 8 лет после внесения Zn в почву его содержание в обменной форме снизилось до 2–6%, количество цинка, фиксированного органическим веществом и полуторными оксидами и гидроксидами, оказалось– 37–46% и 38–51%, прочно связанный Zn составил 4–7% от дозы внесения [2].

Медь активно участвует в процессах фотосинтеза, дыхания, восстановления и фиксации азота; входит в состав целого ряда ферментов. Находясь в составе цитохромоксидазного комплекса дыхательной цепи митохондрий, медь влияет на синтез ряда ферментов, участвующих в фиксации молекулярного азота атмосферы. Элемент способен изменять проницаемость сосудов ксилемы для воды, а также устойчивость растений к неблагоприятным факторам среды, повышая их засухо-, морозо- и жароустойчивость [8, 133]. Под влиянием обработок растворами солей меди наблюдается нарушение синтеза пигментов у тополя бальзамического [70].

Являясь необходимым микроэлементом для жизни растений, медь отличается более высокой фитотоксичностью, по сравнению с цинком, которая особенно отчетливо проявляется на легких почвах. Содержание меди в почве на

уровне 6–15 мг/кг считается недостаточным, 15–60 мг/кг – нормальным и более 60 мг/кг – избыточным [33].

Из почвы в растение медь переходит слабо; установлен антагонизм в накоплении Cu и Mn и независимость накопления их в надземной фитомассе и корнях растений [8, 96]. Увеличение содержания меди в почве в 12 раз приводит к ее накоплению в зерне, клубнях, соломе и листьях сельскохозяйственных растений максимум в два раза [70].

Медь в высоких концентрациях может оказывать токсическое действие на растения, которое проявляется в виде хлороза (у тополя бальзамического наиболее частыми были хлорозы по центральной жилке, реже – межжилковые некрозы). Характерно также появление постоянно увеличивающихся в ходе воздействия некрозных пятен диффузного характера. Хлороз листьев у растений может наблюдаться при содержании в почве 700 – 1100 мг/кг меди [33, 70]. По тем же данным, обработки растений тополя бальзамического растворами солей меди приводили к резкому снижению количества устьиц на листьях, увеличению относительной длины жилок на единицу площади листа, увеличению толщины листьев опытных растений за счет увеличения толщины столбчатой и губчатой паренхимы при уменьшении толщины верхней кутикулы.

Уровень пороговых концентраций меди для растений, как и цинка, отличается широким диапазоном варьирования, связанным с видом растения и особенностями его местопроизрастания. Так, для сельскохозяйственных культур такая концентрация составляет: для злаковых – 10, а для бобовых – 32 мг/кг сухой массы [33]. Ю.В. Алексеев (1987) [8] приводит несколько иные значения фитотоксичных концентраций меди для растений – 10–20 мг/кг сухого вещества.

Никель чаще всего рассматривается как элемент, который не играет особой роли в обмене веществ растений и необходим им в очень небольших количествах. Имеются при этом данные, что в определенном интервале низких концентраций никель может активировать окислительно-восстановительные

процессы в растительных клетках, что объясняется не столько биологической активностью элемента, сколько его способностью стимулировать интоксикацию организма под действием микродоз ядовитых веществ. Никель принимает участие в реакциях карбоксилирования и гидролиза пептидных связей [8, 12, 33, 56, 62, 111, 162, 174, 208].

При высоком содержании никеля в почвах симптомы фитотоксичности проявляются с первых дней вегетации. У некоторых сельскохозяйственных культур (гречихи, овса, льна) в таких случаях наблюдалось побурение, некроз и отпад листьев, у злаковых – межжилковый хлороз и сильное угнетение корневой системы. У древесных растений наблюдается появление ненормально мелких листьев, уменьшение количества боковых корней, утолщение концов корешков в виде многочисленных узелков, а также появление уродливых форм у растений [59, 162].

Элемент обычно усваивается растениями в виде ионов. Установлено [171], что растения обычно страдают от избытка никеля и проявляют симптомы угнетения при его концентрации более 50 мкг/г. При резком избытке никеля отмечается хлороз и некроз листьев, торможение роста корней и побегов, а также появление пятнистости. При усвоении никеля растениями происходит его взаимодействие с содержащимися в почве железом, кобальтом, хромом, магнием, медью, цинком и марганцем: ионы марганца и магния не ингибируют, а ионы кобальта, меди, железа и цинка ингибируют абсорбцию никеля на 25–42%. В случаях, если концентрация никеля в растительных тканях превышает 50 мкг/г, растение страдает от избытка элемента и проявляет признаки повреждающего токсического действия, при этом значения токсических уровней колеблется от 20–25 (у риса) до 155 мкг/г сухой массы (некоторые сорняки).

По мнению некоторых авторов [8, 59], содержание никеля в растительном материале в количестве 26 мкг/г сухого вещества приводит к снижению продуктивности сельскохозяйственных растений на 10%, а в количестве 50 мкг/г – к значительному отравлению растительного организма. По другим

данным [33], токсический уровень элемента в листьях растений начинается с превышения 1,0 мг/кг сухой массы.

Кадмий влияет на углеводный обмен и активность некоторых ферментов. Близость его химических свойств к цинку позволяет кадмию выступать в роли цинка во многих биохимических процессах, нарушая работу таких ферментов, как карбоксилаза, дегидрогеназа, фосфатаза, связанные с дыханием и другими процессами [8, 70, 195].

Кадмий легко всасывается из почвы через корневую систему, накапливаясь в основном в корнях и в меньшей степени – в стеблях, черешках и главных жилках листьев. Не являясь функциональным микроэлементом, он может накапливаться в растениях в количествах в десятки – сотни раз, превышающих фоновые концентрации, не вызывая при этом гибели растений.

Высокие концентрации кадмия ингибируют скорость биосинтеза хлорофиллов «а» и «в». Замещение цинка кадмием в растительном организме приводит к цинковой недостаточности, часто вызывая угнетение и нередко гибель растений. В условиях полиметаллического загрязнения почв, при наличии цинка, вследствие синергетического эффекта токсичность даже небольших концентраций кадмия может значительно увеличиваться [190]. Избыточное содержание в почве кадмия может приводить к уменьшению в растениях содержания таких элементов, как фосфор, калий, магний, железо [114].

Повышение содержания кадмия в почвах приводит к нарушению нормального роста растений. У многих растений наблюдается хлороз, а также появляются симптомы недостатка железа. Содержание кадмия в растениях полностью определяется их физиологическими и морфологическими свойствами. К растениям, обогащенным кадмием, можно отнести шпинат, салат, сельдерей. Большое количество кадмия могут накапливать многие виды грибов [8].

Кобальт является незаменимым микроэлементом и в небольших количествах может оказывать стимулирующее действие на важнейшие

физиологические процессы в растениях (интенсивность фотосинтеза, дыхание, водный обмен и др.) [33]. Кобальт, наравне с никелем, входит в группу микроэлементов, связанных в клетках растений с большими молекулами – протеинами, в том числе ферментами [59]. При стрессовом воздействии кобальта на хвойные породы отмечается хлороз хвоинок, подавление их роста, и в конечном итоге, завядание молодой хвои и некроз [162].

Симптомы токсичности кобальта аналогичны симптомам токсичности других тяжелых металлов и заключаются в проявлении хлороза и некроза, даже незначительные концентрации кобальта в питательном растворе (менее 0,1 мкг/г) оказывает вредное воздействие на рост растений [171].

Свинец характеризуется невысокой фитотоксичностью, объяснимой наличием в растениях хорошо действующей системы инактивации элемента, проникающего в корневую систему [135, 225]. По некоторым данным [111, 183, 204], в определенных концентрациях свинец может стимулировать прорастание семян, способствовать повышению хлорофилла в листьях. Больше известны отрицательные последствия повышенного содержания свинца, которые сводятся к функциональным нарушениям в пигментных комплексах, уменьшению содержания хлорофилла в тканях, нарушению ростовых процессов, снижению содержания витамина С и провитамина А. Очень высокие концентрации свинца в почвах могут существенно подавлять рост растений, вызывать хлороз листьев, обусловленный нарушением поступления железа [96]. Наименьшая концентрация свинца в почве, оказавшая влияние на травы, составляет 364 мг/кг, на деревья – 1600 мг/кг [33].

Нормальной для растений считается концентрация свинца от 0,1 до 5 мг/кг сухой массы, критической – 10 мг/кг, фитотоксичной – более 60 мг/кг. ПДК свинца для растений, по данным разных авторов, существенно отличаются: от 0,5–1,2 до 10,0–20,0 мг/кг сухого вещества [135].

Изучение устойчивости к тяжелым металлам дикорастущих видов и травянистой растительности в Предуралье (отвалы горнодобывающей промышленности, производство сплавов, сточные воды для удобрения, ил,

пестициды) показало, что по степени торможения роста корней и уровню поглощения тяжелые металлы образуют следующий ряд токсичности: Cu>Cr>Ni>Zn>Pb>Cd>Fe. Ряды токсичности, полученные для разных видов растений и построенные на основе разных критериев, несколько отличаются, но цинк устойчиво занимает в них среднее положение, характеризуясь относительной средней фитотоксичностью [175].

В условиях естественной природной среды загрязнение лесных экосистем носит полиэлементный характер и, обычно, действие тяжелых металлов происходит одновременно с газовыми поллютантами. Образующиеся изменения растительности вокруг источников выбросов, называемые очагами поражения лесных насаждений выбросами [78, 81, 86, 172], являются результирующим эффектом такого совместного воздействия различных форм загрязнителей [81, 186, 225]. Обычно вокруг источников загрязнения выделяют несколько зон по визуальным признакам ослабления лесных насаждений [34, 81, 186]. Так, в окрестностях Мончегорска [105] при воздействии комплекса газопылевых выбросов (сера, пыль, тяжелые металлы) комбината цветной металлургии выявлено 4 зоны воздействия: 0 – техногенная пустыня (расстояние от комбината 1–5 км); I – зона сильного воздействия (5–20 км); II – зона среднего воздействия (20–30 км); III – зона слабого воздействия (30–40 км).

В зоне действия цинкоплавильного завода (Польша) сосновые экосистемы в зоне слабого загрязнения имели в составе до 5% сухостойных деревьев и снижение на 32% прироста древесины по сравнению с контролем. В зоне сильного загрязнения отмеченные показатели повышались до 30 и 78% соответственно [134].

В исследованиях на территории Южного Урала (Карабаш, Сатка, Златоуст) при повышенном (до десятков и даже сотен ПДК) содержании соединений серы и азота, тяжелых металлов в почве, воде и воздухе, наблюдались аномалии воздушных мешков пыльцы сосны обыкновенной, стерильность пыльцевых зерен или признаки их дегенерации [175].

Наряду с надземными частями растений, в условиях сильного промышленного загрязнения [189] может наблюдаться массовое отмирание (до 70–75%) корней сосны всех фракций и диаметров – от тонких сосущих до основных скелетных. В зоне сильного загрязнения происходит перемещение жизнеспособных корней в более глубокие горизонты почвы (до 1 м и более), где они ветвятся и распространяются в горизонтальной плоскости. Наблюдаемое более интенсивное (на несколько порядков выше), по сравнению с контролем, микоризообразование приводит к появлению на корнях в верхних горизонтах почвы скопления микоризных корней – микопластов, которые, однако, со временем отмирают. Воздействие загрязнителей металлургических комбинатов может обуславливать изменение скорости деструктивных процессов в подстилке, сложенной в основном из остатков зеленых мхов *Pleurozium Mitt.* и *Hylocomium B.S.G.* [188].

1.5. Общая характеристика мероприятий по повышению устойчивости лесов к техногенному загрязнению

Традиционный комплекс мер, повышающий устойчивость лесных экосистем в условиях загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами, предусматривает ряд мероприятий, в который входят: сокращение выбросов до минимальных предельно допустимых объемов, не наносящих вред лесной растительности, мониторинг состояния лесов, планирование лесохозяйственных мероприятий, направленных на охрану, защиту и воспроизводство лесов. Важнейшее значение в данной системе мер имеет ограничение объемов выбросов вредных веществ, что может быть обеспечено только через научное обоснование их допустимого воздействия на леса. В данном направлении, в отношении тяжелых металлов, наиболее часто рассматривается необходимость разработки различного рода нормативов, в частности, нормативов предельно допустимых концентраций (ПДК) и предельно допустимых нагрузок (ПДН) тяжелых металлов на лесные экосистемы с

последующим расчетом нормативов предельно допустимых выбросов (ПДВ) промышленных предприятий. В настоящее время разработка указанных нормативов, как правило, находится на стадии научно-исследовательских работ [82], что, в частности, является одной из задач наших исследований по теме диссертации.

При определенных уровнях загрязнения улучшить состояние лесов и повысить их устойчивость можно с использованием традиционных и специальных лесохозяйственных методов [27, 169, 186, 206, 220, 223]. В этих целях может предусматриваться изменение системы использования лесов (изменение режима рубок, ограничение видов и интенсивности лесопользования), использование естественного лесовосстановительного потенциала, обоснование ассортиментного состава насаждений с учетом толерантности к загрязнению, модификация технологий рубок ухода и лесовосстановления, корректировка минерального питания растений и их физиологического состояния.

Способствовать повышению жизнестойкости насаждений могут специальные приемы, направленные на регулирование условий роста и развития деревьев, улучшение санитарного состояния древостоев через проведение соответствующих рубок ухода и вырубку погибших экземпляров [27, 140].

Предлагается использовать методы селекции лесных растений в целях отбора особей с повышенной устойчивостью к загрязнителям для получения устойчивого потомства [27, 71].

В настоящее время по результатам научных исследований сформирован ассортимент пород (видов), адаптированных к природно-экологическим особенностям территории и учитывают уровень загрязнения и химический состав выбросов [1, 2, 13, 27, 82, 114]. Использование таких ассортиментов позволяет создавать достаточно устойчивые насаждения в зонах воздействия предприятий с конкретным составом выбросов.

Доказано, что на общую устойчивость растений к промышленному загрязнению оказывает положительное влияние внесение минеральных удобрений. Среди популярных методов чаще всего рекомендуется известкование кислых почв [223], использование азотных удобрений в комплексе с калийными и фосфорными [57, 60], а также микроэлементов [34, 186].

Специальные мероприятия, направленные на снижения токсичности почв, содержащих повышенные количества тяжелых металлов, делятся на профилактические и реабилитационные [98]. В качестве профилактических мер обычно рассматривают совершенствование технологий производства, основанных на замкнутых технологических системах, а также контроль за внесением в почву отходов промышленности в качестве удобрений и мелиорантов. Реабилитационные меры применяются для ликвидации последствий уже существующего загрязнения и являются мерами по санации почв, которая проводится методами очистки и детоксикации.

Детоксикация почв от тяжелых металлов заключается в применении агромелиоративных приемов (глубокая вспашка, рыхление, щелевание и т.д.), внесения органических и минеральных удобрений, сорбент-мелиорантов, других композиционных смесей, а также микроорганизмов, переводящих ТМ в недоступные для растений формы [1, 64, 98].

Очистка почв, загрязненных тяжелыми металлами, осуществляется физическими (полное удаление грунта с его заменой чистым грунтом, торфом, сапропелем, перемещение тяжелых металлов из пахотного слоя почв в подпахотный с помощью глубокой вспашки, рыхления, щелевания), химическими (удаление растворимых и подвижных форм тяжелых металлов водой, растворами минеральных кислот, фульвокислот и комплексонов – синтетических соединений, образующих прочные растворимые комплексы с ионами тяжелых металлов, известкования почв для снижения подвижности тяжелых металлов, применение сорбент-мелиорантов) и биологическими (выведение металлов из почвы с помощью растений и микроорганизмов)

методами [1, 2, 64]. К примеру, растения-гипераккумуляторы способны накапливать в десятки раз больше цинка или меди, чем обычные растения и снижать уровень загрязнения почв на 10–20%.

Таким образом, аналитический обзор научной литературы показывает, что поступление тяжелых металлов в лесные экосистемы, может существенно нарушать их состояния и жизнедеятельность. Несмотря на многочисленные исследования по проблеме взаимодействия тяжелых металлов и леса, требуют дополнительного изучения вопросы их влияния на показатели, характеризующие структуру, состояние, рост, развитие, биологическое разнообразие лесного фитоценоза, а также обоснования на этой основе допустимого воздействия ТМ в целях сокращения ущерба лесам.

Эти вопросы и легли в основу программы исследований по теме диссертации.

ГЛАВА 2. ХАРАКТЕРИСТИКА ПРИРОДНЫХ УСЛОВИЙ РАЙОНА ИССЛЕДОВАНИЙ. ПРОГРАММА МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ. ОБЪЕКТЫ РАБОТ

2.1. Характеристика природных условий и состояния окружающей среды района исследований

Научно-исследовательские работы проводились на Воскресенском научно-исследовательском стационаре ВНИИЛМ в сосновых насаждениях Виноградовского и Куровского лесничеств Московской области. Лесные массивы, в которых проводились научные исследования, расположены преимущественно в Воскресенском районе (55°13` и 55°35` с.ш. и 38°21` и 38°59` в.д.).

По *лесорастительному районированию* территория исследований относится [120] к району хвойно-широколиственных (смешанных) лесов европейской части Российской Федерации, *по физико-географическому* - к району задровых равнин с участками слегка приподнятых пологохолмистых и волнистых моренных равнин, местами перекрытых покровными суглинками, с камами и древними террасами.

По *ландшафтному районированию* [119] территория района расположена в центральной части Русской платформы и приурочена к юго-восточной части Московской синеклизы, выполненной сложным комплексом осадочных образований. Большая её часть имеет незначительную абсолютную высоту (100–125 м), самые высокие участки находятся на Егорьевском плато с высотами несколько больше 200 м.

Поверхность данной территории представляет собой равнину, которая в основных чертах отражает тектонические элементы Русской платформы. Общий наклон равнины к востоку подтверждает соответствующее размещение пластов каменно-угольной системы. Мезо- и микрорельеф обязаны своим происхождением аккумуляции ледников четвертичного периода, доледниковым

и послеледниковым процессам денудации и дефляции в самом разнообразном их проявлении.

Территория района расположена в области моренного рельефа [103]. Местами морена выходит на поверхность, на большей же части территории она покрыта слоем флювиогляциальных песков, мощность которых увеличивается вниз по склонам холмов, а также на ровных и пониженных участках. Широко развиты покровные суглинки, которые в значительной степени сглаживают моренный рельеф. Поверхность территории слабоволнистая, с пологими возвышениями, неглубокими ложбинами и озерными котловинами. Долины небольших рек слабо врезаны, поймы их заболочены и реки слабо дренируют территорию.

Климат характеризуется умеренной континентальностью с довольно значительной амплитудой колебаний температуры в течение года, теплым летом, умеренно холодной зимой с устойчивым снежным покровом и изменчивостью погодных условий от года к году. Суммарная солнечная радиация за год составляет 90 ккал/см², радиационный баланс – в среднем 25 ккал/см². Среднегодовая температура воздуха составляет +3,6°С, самыми теплыми месяцами являются июль и август. Минимальная температура в регионе: – 45,0°С, максимальная: + 40,0°С. Количество осадков колеблется от 270 до 900 мм в среднем за год, период вегетации длится от 140 до 160 дней. Глубина промерзания почвы – 60–65 см, длительность периода с устойчивой мерзлотой в почве 150–160 дней. Средняя длительность безморозного периода – 120–130 дней. Снежный покров обычно достигает мощности – 50–55 см, время появления первого снега наблюдается в период 20 октября – 15 ноября, время схода его в лесу – в мае [119, 198].

Ветровой режим формируется северо-западными, западными и северными ветрами в теплый период и юго-западными, южными и западными – в холодный период года.

В соответствии с *почвенно-географическим районированием* территория изучаемого района относится к Средне-Русской провинции подзоны дерново-

подзолистых и зоны серых лесных почв. В почвенном покрове наибольшее распространение имеют дерново-подзолистые почвы, доли песчаных – супесчаных почв и легко-среднесуглинистых примерно одинаковы [119, 198].

Объекты наших экспериментальных исследований заложены в левобережной части Воскресенского района на дерново-подзолистых, песчаных и супесчаных почвах, сформированных на флювиогляциальных отложениях и элювии юрских и меловых песчаников. Подзолистые почвы на элювии коренных пород имеют менее выраженный подзолистый горизонт (A_2), чем у их аналогов, образовавшихся на флювиогляциальных отложениях. Для подзолистых супесчаных и песчаных почв характерно доминирующее содержание песчаной фракции (до 73–83%) в пахотном слое при весьма малом содержании иловатых частиц. С глубиной количество песчаных частиц постепенно возрастает, достигая 96%. У подзолистых супесчаных почв, образовавшихся на коренных породах, с глубиной отмечается уменьшение песчаных и увеличение глинистых частиц. Подзолистые песчаные почвы характеризуются хорошей воздухо- и водопроницаемостью [119, 198].

Содержание гумуса в верхнем горизонте подзолистых супесчаных почв не превышает 2,6% и лишь в слабоподзолистых разностях возрастает до 3,5%. С глубиной масса органического вещества сравнительно быстро убывает, достигая в отдельных случаях на глубине 30–40 см десятых долей процента. Степень насыщенности поглощающего комплекса основаниями колеблется от 52 (в слабоподзолистых) до 71% (в слабо- и среднеподзолистых почвах). Реакция во всех разностях супесчаных почв кислая (от 4,4 до 5,7 ед. рН). Все рассматриваемые почвы бедны питательными веществами, особенно азотом и калием, но содержат довольно много растворимых форм фосфора, что объясняется присутствием фосфоритов в песчаных материнских породах.

Леса района исследований входят в зону хвойно-широколиственных лесов, сосновые заболоченные леса Мещерской низменности [103]. В хвойных лесах района преобладают сосновые, частично еловые. Спектр сосновых насаждений представлен широким типологическим рядом – от сосняков

орляковых до сосняков лишайниковых, лишайниково-зеленомошниковых, зеленомошных, брусничных, вересковых, молиниевых и сфагновых [153].

Согласно классификации лесов по целевому назначению, введенной Лесным кодексом Российской Федерации (2006), леса района исследований относятся к защитным лесам [73].

Для обогащения и улучшения породного состава лесов в Московской области давно применяется искусственное лесовосстановление хвойных пород, что учитывалось нами при выборе объектов исследовательских работ.

Промышленное загрязнение лесных экосистем и окружающей среды на территории Воскресенского района обусловлено преимущественно выбросами большого количества промышленных предприятий г. Воскресенска. Расположенные непосредственно в городской черте: ОАО «Воскресенские минеральные удобрения», ООО Воскресенский завод «Машиностроитель», ООО «Воскресенский завод фосфорных кислот», Воскресенские цементные заводы, производство строительных материалов, другие предприятия металлообработки, машиностроения и легкой промышленности (более 30 производств) формируют крупный промышленный комплекс со среднегодовым объемом эмиссий порядка 40 тыс.т. [82, 118, 119, 122]. Валовый объем выбросов и их состав были, в целом, подтверждены экологической паспортизацией источников, проведенной ВНИИЛМ [198].

Приоритетными загрязнителями атмосферы в г. Воскресенске являются бенз(а)пирен (2.2 ПДК), аммиак (2.1 ПДК), диоксид азота (1.3ПДК), фтористый водород (1.2 ПДК). Содержание в атмосферном воздухе города тяжелых металлов значительно ниже ПДК. Почвы района относительно бедны кобальтом и имеют повышенное содержание Zn и Cu по сравнению с другими районами Московской области. Среднее содержание подвижного цинка в почвах пашни составляет более 5,5 мг/кг почвы (среднее содержание в почвах области – 2,0 – 5,5 мг/кг почвы), кобальта – 1,1–2,2 мг/кг, меди – более 3,3 мг/кг [119].

2.2. Программа и методика исследований

Целью диссертационной работы являлось изучение устойчивости сосновых экосистем к загрязнению среды для совершенствования методических подходов к оценке влияния тяжелых металлов на состояние лесных насаждений и технологий экологического нормирования допустимого уровня загрязнения лесов тяжелыми металлами на основе полевых экспериментов.

Программа работ по теме предусматривала решение следующих вопросов:

- 1) анализ литературных источников по теме работы и результатов изучения загрязнения лесов ТМ в районе исследований;
- 2) изучение состояния сосняков при различных условиях техногенных выпадений тяжелых металлов;
- 3) планирование и закладка полевых и лабораторных экспериментов;
- 4) изучение реакции компонентов экосистем на контролируемые нагрузки металла;
- 5) оценка допустимого уровня выпадений цинка для сосняков.

Исследования по диссертации предусматривали проведение комплекса полевых и лабораторных работ, включая полевое экспериментальное изучение влияния различных уровней нагрузок цинка на сосновые экосистемы.

Для оценки влияния тяжелых металлов на сосновые экосистемы использовались данные постоянных пробных площадей, заложенных в разные годы на Воскресенском научно–исследовательском стационаре ВНИИЛМ [78, 79]. Автор диссертации принимала участие в лесоводственно-геоботаническом описании фитоценозов, лесотаксационных измерениях, оценке состояния деревьев, обработке данных таксации древостоев.

Лесоводственно-геоботанические исследования насаждений проводились согласно методическим указаниям В.Н. Сукачева [166]. На всех участках, для более полного изучения типа почв, были заложены разрезы с описанием

почвенных горизонтов по общепринятой методике [161]. Таксационные работы в насаждениях выполнялись по методике Н.П. Анучина [9].

Оценку состояния древостоев сосны на пробных площадях (пр. пл.) проводили в конце вегетации по Методике ВНИИЛМ [34]. При этом охвоение побегов и продолжительность жизни хвои определяли с использованием полевого бинокля для двух-трех ветвей 2-го порядка (за ветвь I-го порядка принят ствол), четвертой, а в некоторых случаях третьей или пятой мутовок. Принималось, что при очень редком охвоении на побегах сохраняется менее 1/3 общего числа хвоинок. Средний индекс состояния (ИС) рассчитывался, как результат среднего значения баллов состояния отдельных деревьев и определял уровень ослабления древостоев [34, 171].

Определение техногенных нагрузок тяжелых металлов в целях оценки их корреляции с состоянием древостоев проводилась на основе данных изучения химического состава снеговых вод, выполненных группой сотрудников ВНИИЛМ по отработанной методике [34], которая предусматривала отбор смешанных проб снега на открытых местоположениях вблизи пробных площадей, с последующим химическим анализом содержания растворимых форм загрязнителей. Отбор проб совмещался с проведением снегомерно-124й съемки (50 пар замеров глубины и снегомером двух пар плотности снега) для определения запасов влаги в снеге. Выпадение (нагрузка) ТМ вычислялась через их концентрацию в снеговой воде и ее запасы в месте отбора [92, 155, 198].

Экспериментальные исследования по изучению реакции сосновых экосистем на различные уровни контролируемых техногенных нагрузок цинка, как уже отмечалось выше, проводились в несколько этапов на специально заложенных стационарных участках (см. табл. 2.1) [148]. Исследователями МГУ [178] установлено, что в токсическом действии солей тяжелых металлов основное значение принадлежит катиону. Кислотный радикал влияет на этот эффект незначительно в силу изменения растворимости или степени диссоциации соли. Для проведения нашего эксперимента, нами была выбрана

соль азотнокислого цинка ($\text{Zn}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), обладающая хорошей растворимостью.

На стационарном опытном участке I – в 15-летних культурах сосны цинк вносили на поверхность почвы на делянки площадью 40 м^2 в виде соли азотнокислого цинка ($\text{Zn}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) по следующим вариантам опыта: 1) контроль (0 г/м^2), 2) 7 г/м^2 (расчетная величина, соответствующая значению ПДК= 23 мг/кг цинка в почве); 3) 30 г/м^2 ; 4) 90 г/м^2 ; 5) 150 г/м^2 ; 6) 225 г/м^2 и 7) 300 г/м^2 .

На стационарном опытном участке II – в 60-летних культурах сосны цинк азотнокислый вносился по той же технологии по следующим вариантам эксперимента: первые 5 вариантов площадью 50 м^2 ; 6-й – вариант площадью 35 м^2 . Количество вносимого азотнокислого цинка обеспечивало следующий уровень загрязнения почв цинком по вариантам опыта: 1) контроль (0 г/ м^2); 2) 7 г/м^2 ; 3) 30 г/м^2 ; 4) 150 г/м^2 ; 5) 225 г/м^2 ; 6) 300 г/м^2 и 7) 600 г/м^2 .

На стационарном опытном участке III – в 120-летних культурах сосны цинк азотнокислый вносился в дозах, обеспечивающих уровень загрязнения почв цинком по вариантам опыта: 1) контроль (0 г/м^2); 2) 7 г/м^2 ; 3) 150 г/м^2 ; 4) 225 г/м^2 ; 5) 300 г/м^2 ; 6) 600 г/м^2 ; 7) 900 г/м^2 .

Площадь делянок на участке колебалась в пределах от 40 м^2 до 110 м^2 (средняя площадь – $61,0 \text{ м}^2$), что обуславливалось неравномерным размещением деревьев в насаждении.

Для изучения перераспределения цинка по профилю почвы на опытных участках, в зависимости от возраста насаждений, два раза за вегетационный сезон отбирали пробы почвы в пятикратной повторности по слоям ($0-5$, $5-10$; $10-20$; $20-40$ и $40-60 \text{ см}$).

В целях изучения миграции цинка с почвенными водами в средневозрастном насаждении на участке 2 на вариантах с разными дозами внесенного металла устанавливались лизиметры конструкции Шиловой, изготовленные из нержавеющей стали [194]. Лизиметры, соединенные с помощью отводных трубок с сосудами-водоприемниками (площадь приемной

поверхности $0,16 \text{ м}^2$) врезали в почвенные разрезы (траншеи) на глубине 40 см, то есть ниже корнеобитаемого слоя. Отбор воды из лизиметров проводился один раз в год после схода снегового покрова [144].

В конце вегетационного периода (сентябрь-октябрь) проводили визуальную оценку состояния древостоев сосны по методике ВНИИЛМ. Для оценки биометрических показателей хвои сосны отбирались ветви с верхней части кроны деревьев молодняков (3–4 мутовка, побеги второго порядка) [34, 144].

В почвенных образцах, отобранных на участках эксперимента, определялись автором диссертации подвижные формы цинка на атомно-абсорбционном спектрометре «КВАНТ-Z. ЭТА». Пробоподготовка образцов проходила по методике ЦИНАО. Для экстракции подвижной формы цинка в почве использовалась 1н HNO_3 пробу почвы массой 5 г взвешивали на аналитических весах и помещали в коническую колбу вместимостью 200–300 см^3 , к пробе добавляли 50 см^3 1н HNO_3 . Суспензию после трехминутного встряхивания настаивали в течение суток. Колбу прикрывали пробкой. Вытяжку фильтровали через сухой складчатый фильтр «белая лента». В фильтрате определяли содержание цинка. Согласно данной методике, экстракция цинка составляет 90–95% от его валового содержания [100, 144].

В отобранных на участках молодняков образцах хвои определялись длина и масса хвоинок. В лабораторных условиях измеряли длину хвоинок линейкой с точностью до 1 мм. Взвешивание хвоинок производили на аналитических весах, массу устанавливали как среднюю величину.

Изучение радиального прироста деревьев проводилось по кернам, отбираемым с помощью приростного бурава на высоте груди (1,3 м). Величина годичного прироста определялась при помощи микроскопа МБС-10 с точностью до 0,1 мм.

Ход роста насаждений характеризовался ежегодными измерениями прироста по высоте на участке 1 (молодняки).

Под пологом 60-летнего насаждения сосны был заложен эксперимент по изучению влияния различных уровней нагрузки цинка по вариантам: 1) контроль (0 г/м^2); 2) 7 г/м^2 ; 3) 30 г/м^2 ; 4) 90 г/м^2 ; 5) 150 г/м^2 ; 6) 225 г/м^2 и 7) 300 г/м^2) на самосев сосны 1–5 года жизни, а также подроста. Учетные площадки размером $2 \times 2 \text{ м}$ размещались в двукратной повторности. Возрастная структура естественного возобновления сосны классифицировалась следующим образом: всходы – растения возрастом до 1 года; самосев – молодые растения семенного происхождения в возрасте 2–5 лет; подрост – молодое поколение растений старше 5 лет, способное образовать новый древостой (ОСТ 56–108–98). Учет состояния самосева и подроста сосны проводили в двукратной повторности по следующей шкале: 1 – без признаков ослабления; 2 – ослабленные; 3 – усыхающие; 4 – сухие [126, 152, 144, 145,].

Для изучения видового состава и проективного покрытия напочвенного покрова ценозов в средневозрастных и спелых сосняках (участки 2 и 3) по диагоналям участков закладывали пять площадок размером $1 \times 1 \text{ м}$. На площадках подсчитывали количество видов травяного и мохового покрова, фиксировали их состояние, фазу развития. Детальное определение видов проводили в лаборатории по собранному гербариям растений [136].

В процессе исследований выполнено рекогносцировочное обследование лесов района исследований с целью выбора объектов работ. В составе экспедиций ВНИИЛМ автором диссертации принято участие в закладке и описании 26 постоянных пробных площадей на территории Воскресенского стационара, проведению экспериментов по изучению трансформации химического состава осадков в сосновых лесных насаждениях.

В сосняках зеленомошных разного возраста заложено 3 стационарных участка, состоящих из 21 варианта опыта с внесением различных доз цинка азотнокислого, проведены работы по оформлению участков в натуре, изучен видовой состав, проективное покрытие и состояние травянистых растений на 70 площадках, определено свыше 50 видов травяного и напочвенного покрова

фитоценозов. Заложены почвенные разрезы с полным морфологическим описанием почвы.

Проведено около 5 тыс. определений химических веществ в пробах почвенного и водного (снеговая вода, лизиметрические воды, осадки) материала.

Статистическая обработка данных выполнена с использованием общепринятых современных методик с использованием современных программных пакетов Microsoft Office – Microsoft Excel 2007, STATISTICA12.

2.3. Лесоводственно-таксационная характеристика объектов исследований

Для оценки влияния тяжелых металлов на состояние сосновых насаждений для целей диссертации из всего перечня заложенных пробных площадей на территории стационара использовано 26 пр. пл.: в молодняках и средневозрастных - 13 пр. пл., в приспевающих, спелых и перестойных насаждениях - 13 пр. пл. Большинство пр. пл. представлено сосняками сложными (17 пр. пл.); 9 пр. пл. заложено в сосняках зеленомошниковых. Используя данные опубликованных научных источников [82, 83, 90 198], а также результаты собственного изучения лесов стационара [87, 89, 92, 147, 151], по лесоводственно-таксационному описанию насаждений на пр. пл. можно сделать вывод, что сосняки сложные и сосняки зеленомошниковые по происхождению, составу, возрасту и производительности древостоев, видовому составу подчиненных ярусов (подрост, подлесок, травяной покров) и морфологии почв, имеют много сходных характеристик, что позволяет их отнести к одной, сравниваемой, растительной ассоциации при оценке влияния тяжелых металлов на состояние сосняков на объекте исследований.

Для проведения экспериментов по изучению воздействия цинка на сосновые экосистемы в полевых условиях, в непосредственной близости от постоянных пробных площадей 11, 14 и 13 были заложены три стационарных опытных участка в сосняках зеленомошниковых (Таблица 1). Для закладки

таких участков выбрали наиболее распространенные типы лесных насаждений, имеющие фоновые показатели по уровню загрязнения, состоянию и таксационным характеристикам древостоя, характеру возобновления, травяному и напочвенному покрову.

Стационарный участок I. Заложен в июле 1999 г. на территории Воскресенского участкового лесничества Виноградовского лесничества в 15-летних культурах сосны обыкновенной посадки 1984 г., тип условий произрастания – В₂.

Таблица 1.

Лесоводственно-таксационная характеристика сосновых насаждений на стационарных участках по изучению влияния солей цинка на сосновые экосистемы

№ участка	Средняя площадь варианта м ²	Среднее кол-во деревьев	Таксационная характеристика								
			Состав	Возраст	Бонитет	Полнота	H, ср (м)	d, ср (см)	Запас м ³ /га	Ест. возобновление	Категория состояния, сред. балл
I	40	27	10С	15	I	0,6	3,4	7,8	68	Отсут.	1,4
II	47,5	6	10С	60	I	0,5	28	20,7	270	ед. неблагонадежное	1,2
III	61,0	5	10С	120	I	0,5	32	32,2	330	ед. неблагонадежное	1,2

Лесные культуры созданы посадкой в борозды глубиной 10–15 см. Рельеф участка почти плоский. Почва – дерново-подзолистая, псевдофибровая, связнопесчаная на моренном связном тонкозернистом песке мощностью более 2 м (описание почвенного разреза №1 приведено в приложении Б). В напочвенном покрове доминируют синузии зеленых мхов, вейника и клевера.

Стационарный участок II. Заложен в августе 2000 г., на территории Ильинского участкового лесничества Куровского лесничества. Древостой представлен культурами сосны 60-летнего возраста. Почва – дерново-подзолистая, мелко-дерновая, поверхностно-подзолистая, псевдофибровая, связнопесчаная на слоистом рыхлом тонкозернистом водноледниковом песке (почвенный разрез №2, приложение Б).

Стационарный участок III. Заложен в июле 2001г. в 120-летнем сосняке зеленомошниковом Воскресенского участкового лесничества Виноградовского лесничества. Преобладающие растительные синузии: моховая, реже белоусовая. Участок заложен у подножья пологого склона северо-западной экспозиции и характеризуется небольшими микропонижениями глубиной до 10–15 см. Почва – дерново-подзолистая, неглубокоподзолистая, связнопесчаная на водно-ледниковом рыхлом песке (почвенный разрез №3, приложение Б).

Состояние сосновых древостоев на выбранных участках характеризовались средней категорией состояния не выше 1,4 (здоровые насаждения), что в дальнейшем обеспечивало объективную оценку его изменения в процессе экспериментального изучения влияния различных доз цинка [34].

ГЛАВА 3. ОЦЕНКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ НЕКОТОРЫХ КОМПОНЕНТОВ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ

3.1. Анализ уровня загрязнения лесов объекта исследований тяжелыми металлами

Для оценки нами использовались результаты, полученные группой сотрудников ВНИИЛМ, в том числе, с участием автора, при определении пространственного загрязнения лесов на территории Воскресенского района Московской области.

При изучении воздействия промышленного загрязнения на леса большое значение имеют твердые осадки в виде снега, поскольку образуемый ими снежный покров способен накапливать выбрасываемые в воздух вредные вещества на протяжении зимнего периода и позволяет с помощью химического анализа снеговых вод определять данные об уровне и пространственном загрязнении лесных территорий [23]. Эти соображения использовались нами в исследованиях, позволивших получить, с одной стороны, обобщенные данные по оценке интенсивности выпадений тяжелых металлов, а с другой – определить участки с минимальным загрязнением ТМ для проведения экспериментов по изучению реакции сосняков на контролируемые выпадения цинка.

Обобщая опубликованные научные результаты на территории стационара [82, 83, 92, 93, 198], следует отметить щелочной характер реакции снеговых вод, что обусловлено, прежде всего, пылевыми выбросами промышленных предприятий.

При проведении химического анализа снеговых вод, установлено: наибольшая концентрация присуща взвешенным веществам (нерастворимой части). В растворимой форме, имеющей большое значение для жизнедеятельности растений, среди изученных катионов преобладало железо, среди анионов – сульфаты, хлориды и нитраты. Доля растворимой фракции

суммы тяжелых металлов сравнительно повышена и составляет около 2% от общей растворимой части снеговой воды.

Среднее содержание растворимого цинка (0,15 мг/л) в снеговых водах на территории района было в 2,5 раза выше фоновых (пробы отобраны на удалении 25 км и более от г. Воскресенска) значений (0,06 мг/л), кобальта – в 8 раз (0,08 мг/л; фон – 0,001 мг/л), никеля и кадмия – в 5 раз (0,13 и 0,005 при фоне 0,025 и 0,001 мг/л соответственно). Среднее содержание растворимой меди (0,02 мг/л) в снеге района не превышало фоновых значений (0,02 мг/л), но при этом отдельные концентрации этого элемента, особенно вблизи города, могли превышать их в 2–5 раз.

По уровню средних концентраций в растворимой части снеговых вод изученные тяжелые металлы образуют следующий ряд: $Zn > Ni > Co > Cu = Cr > Cd$.

Концентрации большинства тяжелых металлов в снеге имеют достаточно тесную корреляцию с расстоянием к основным источникам промышленных выбросов, причем она максимальна для цинка. Изолинии максимального содержания цинка и меди примыкают непосредственно к городской территории и промышленным площадкам, расположенным на смежных участках с ней. Анализируемые данные свидетельствуют о значительной изменчивости распределения металлов по изучаемой территории, обусловленной, по-видимому, особенностями ветрового режима, а также наличием большого числа разных по мощности источников загрязнения, различающихся между собой химическим составом выбросов. По данным отбора и химического анализа проб снега, отобранных на стационарных участках № I, II и III, заложенных для целей полевых экспериментов, содержание цинка не превышает 0,027–0,037 мг/л, то есть примерно в 2 раза ниже фоновых значений, что подтверждает пригодность данных участков для работ по закладке модельных опытов.

Многочисленными исследованиями доказана устойчивая закономерность увеличения концентрации аэротоксикантов в почвах и лесной подстилке с приближением к источникам выбросов [31, 36, 45, 87, 97, 159, 168, 188, 189, 200, 213]. Особенно четко просматривается градиент загрязнения по пробам подстилки

и верхнего органогенного горизонта почвы (A_1), обладающих высокой сорбционной активностью для малорастворимых соединений тяжелых металлов [32, 189].

На территории Воскресенского стационара наибольшее загрязнение лесных подстилок изученными тяжелыми металлами происходит цинком, свинцом и медью [92]. Наиболее высокие концентрации тяжелых металлов, в том и числе и цинка, в подстилке насаждений отмечались в лесных массивах северной части района; минимальные значения - к востоку от городских источников выбросов. При этом, по среднему содержанию ТМ в подстилке сосновых насаждений наблюдается следующий ряд: $Zn > Pb > Cu > Ni > Co > Cd$ (Таблица 2).

Таблица 2.

Содержание (мг/ кг в.с.с.) тяжелых металлов в лесной подстилке и почве сосновых насаждений Воскресенского стационара (на основе данных) [89, 205].

Загрязнители	Подстилка, валовое содержание		Почва, подвижные формы			
	мг/кг	min– max	мг/кг	min– max	фоновое содержание, мг/кг	% проб с превышением фона
Цинк	14,9±1,36	0,5–22,5	18,8±2,61	3,1–54,8	9,8	63
Свинец	9,9±0,99	1,5–19,7	6,8±1,64	0,3–49,2	2,2	67
Никель	3,9±0,36	1,0–9,4	1,7±0,52	0,05–12,4	0,5	56
Медь	6,9±0,53	0,5–12,0	6,4±2,49	0,9–71,1	2,4	53
Кобальт	1,0±0,09	0,33–2,61	1,4±0,22	0,1–3,63	1,2	74
Кадмий	0,32±0,26	0,01–0,62	0,16±0,01	0,01–1,38	0,1	–
Сумма ТМ	37,0±1,97	10,8–57,2	35,3±5,78	7,5–155,9	–	–

Анализ результатов исследований [81, 142, 180, 198], при определении пространственного загрязнения лесов на территории района, показывает, что наибольшие концентрации загрязнителей в 10-сантиметровом слое почвы характерны для подвижных форм (в вытяжках 1 н. HCl) цинка, свинца и меди (Таблица 2). Среднее содержание других элементов существенно ниже. При этом в 74% отобранных пробах почвы отмечалось превышение местного фона

по кобальту, в более чем 60% – по цинку и свинцу. Наибольшее загрязнение почв изученными ТМ наблюдается непосредственно в пределах черты города Воскресенска, а также в лесных массивах восточной и юго-восточной стороны, тяготеющей к цементному заводу. На участках проведения полевых экспериментов по изучению реакции сосновых экосистем на контролируемое воздействие цинка содержание его подвижных форм не превышает 10 мг/кг, то есть, находится на уровне фона. По данным Н.Г. Рыбальского и др. [197], допустимое содержание подвижного цинка в почвах составляет 23 мг/кг (с учетом фонового содержания).

Отмечается снижение концентраций ТМ в почвах по следующему ряду: $Zn > Pb > Cu > Ni > Co > Cd$, что аналогично распределению элементов для лесной подстилки. То есть, для всех основных компонентов окружающей среды, снега, лесной подстилки и почв, из перечня тяжелых металлов цинк является основным загрязняющим веществом. Также характерно, что величина коэффициента корреляции между концентрацией подвижного цинка в верхнем 10-см слое почвы и расстоянием к предприятиям Воскресенского промышленного комплекса имеет максимальное значение среди изучаемых тяжелых металлов; знак корреляции свидетельствует об уменьшении концентрации элемента в почве с увеличением расстояния от источников выбросов [92].

По имеющимся у нас данным [130], лесная подстилка может содержать, в целом, в 5–6 раз больше цинка и в 2–3 раза больше меди, по сравнению с фоном. В минеральных горизонтах почвы различия в содержании подвижных форм металлов между загрязненными территориями и фоном приобретают более сглаженный характер, что объясняется как буферными способностями лесной подстилки, так и характером миграции химических элементов из подстилки в почвенные горизонты в зависимости от условий среды [106].

Вместе с тем, по данным М.В. Вайчуса и др. [22], что зоны как минимального, так и максимального содержания тяжелых металлов в лесных подстилках и верхнем слое почвы могут не совпадать. Авторы объясняют это

различиями в процессах обогащения их элементами следующим образом: подстилка накапливает загрязнители преимущественно из атмосферы, в то время как в почве содержание элементов большей частью связано с особенностями почвенного генезиса. Другие исследователи [130] связывают интенсивность миграции металлов в условиях промышленного загрязнения из органогенного горизонта в почву с кислотностью среды. В частности, наибольшее содержание цинка наблюдается в верхнем листовом подгоризонте подстилки, по сравнению с нижним ферментативным, что объясняется более высокой его кислотностью и увеличением миграции элемента вниз по профилю почвы. В то же время медь, свинец и никель, миграция которых менее связана с повышением кислотности среды, наоборот, накапливаются в ферментативном подгоризонте, при этом в фоновых условиях содержание указанных металлов в выделяемых подгоризонтах лесной подстилки остается примерно равным. Вероятно, что в условиях Воскресенского стационара интенсивность миграции тяжелых металлов из подстилки в почву сдерживается устойчивым подщелачиванием среды за счет, прежде всего, цементных выбросов, отражением чего и является слабый уровень связи между концентрацией загрязнителей в почве и подстилке лесных насаждений.

Более детально данные вопросы рассмотрены ниже при изучении миграции цинка по профилю лесных почв в экспериментах с контролируемым уровнем его выпадений.

3.2. Оценка уровня выпадений тяжелых металлов в лесных насаждениях объекта исследований

Данные о концентрации примесей в снеговых водах и запасах влаги в снеге позволяют провести расчеты накопления загрязнителей, используя формулу:

$$N_{CH} = Q_{CH} \times C_{CH} \times 10^{-2}, \text{ где: (1)}$$

$N_{сн}$ – накопление (нагрузка) вещества за зимний период, кг/га;

$Q_{сн}$ – запас воды в снеге (средний запас – 84 мм; максимальный запас – 129 мм), мм;

$C_{сн}$ – содержание соединений, растворенных в снеговых водах, мг/л;

10^{-2} – переводной коэффициент [146].

Расчеты показывают, что по средним данным на изучаемой площади, включая леса, в растворимом виде ежегодно за зимний период в снегу накапливается около 6 кг/га сульфатов, 0,7 кг/га соединений азота, 3,4 кг/га хлоридов, 0,4 кг/га фторидов. Общее выпадение изученных тяжелых металлов за зимний период в растворимой, наиболее биогеохимически активной фазе, немногим превышает 0,3 кг/га, при этом возможное их суммарное максимальное накопление (в расчете приняты максимальные концентрации примесей и максимальные влагозапасы снега) может достигать 6 кг/га. Наибольшие значения накопления отмечаются для цинка и кобальта (Таблица 3). То есть, объемы накопления металлов в снеге согласуются с уровнями их измеренных концентраций, формируя следующий ряд: $Zn > Ni > Co > Cu > Cd$ [145].

Таблица 3.

Накопление растворимых форм тяжелых металлов
в снеговом покрове Воскресенского стационара за зимний период

Металлы	Содержание, мг/л		Накопление, кг/га	
	среднее	максимальное	среднее	максимальное
Цинк	0,15	1,50	0,13	1,94
Медь	0,02	0,38	0,02	0,49
Никель	0,13	1,27	0,11	1,64
Кобальт	0,08	1,50	0,07	1,94
Кадмий	0,005	0,008	0,004	0,01
Итого	–	–	0,33	6,02

Программа наших исследований не предусматривала изучения химического состава нерастворимой части снеговых вод, поэтому мы можем только экспертно оценить объемы валового выпадения загрязняющих веществ в экосистемы за зимний период, сравнивая концентрации элементов в

растворимой и нерастворимой формах. По этому вопросу в научной литературе имеются достаточно немногочисленные и разноречивые данные. Например, на фоновом уровне в снеге Зааминского заповедника [182], доля растворимых форм цинка составляет 98,7%, меди – 97,8%, никеля – 70%, кобальта – 41%, кадмия – 88,5%. В снеговом покрове г. Павлодара содержание водорастворимых форм существенно уступает нерастворимым, содержащимся в твердой фазе снега: доля растворимого цинка не превышает 26%, меди – 10%, свинца и никеля – 4%, кобальта – 2%; и только по кадмию составляет около 60% [5]. Следовательно, можно прийти к выводу, что с повышением уровня техногенного загрязнения территорий участие нерастворимых форм металлов, содержащихся в твердой фазе снега, закономерно возрастает.

Согласно данным, приведенным в монографии «Агроэкология техногенно загрязненных ландшафтов» по результатам изучения уровня загрязнения снегового покрова выбросами Рязанской ГРЭС [3], доля нерастворимой формы Cu составляла, в среднем, 53%; Zn – 50%, Cd – 47%, то есть, в целом, по тяжелым металлам для экспертных оценок можно принять этот показатель в 50%. Учитывая близость природных условий и особенностей загрязнения данного объекта к району наших исследований, применим указанное соотношение растворимых и нерастворимых форм металлов для дальнейших расчетов.

Тогда получим, что среднее суммарное накопление изученных нами тяжелых металлов в снеге Воскресенского стационара за зимний период можно оценить в 0,7 кг/га (максимальное – 12 кг/га), из них цинка – 0,26 кг/га (3,9 кг/га), меди – 0,04 (1,0), никеля – 0,22 (3,3), кобальта – 0,14 кг/га (3,9), кадмия – 0,08 кг/га (0,02 кг/га). Полученные значения существенно выше аналогичных величин для территории уже упоминавшегося г. Павлодара (по цинку 0,06 кг/га, по меди – 0,03 кг/га, никеля – 0,02 кг/га, кобальта – 0,01 кг/га, свинца – 0,001 кг/га) [5].

На основе проведенных выше расчетов и данных по объему осадков в районе в период исследований (годовое выпадение 670 мм, выпадение за

зимний период 176 мм, выпадение за летний период 494 мм), принятым по наблюдениям Егорьевской метеостанции, можно провести экспертную оценку выпадений изученных тяжелых металлов в лесные экосистемы суммарно за календарный год (Таблица 4). Расчеты проведены по соотношению объема летних и зимних осадков, которое равняется $k_{от.}=2,8$. Суммарные концентрации металлов в снеговых и дождевых водах приняты равными. Выпадения с дождевыми осадками рассчитано как произведение концентрации загрязнителя в снеговой воде и коэффициента относительности $k_{от.} = 2,8$.

Таблица 4.

Экспертная оценка ежегодных выпадений тяжелых металлов с осадками
на Воскресенском стационаре

Химический элемент	Количество осадков, мм ¹			Суммарное накопление в снеге, кг/га		$k_{от.}$	Суммарное расчетное выпадение с дождевыми осадками, кг/га		Общее расчетное ежегодное выпадение с осадками, кг/га	
	всего	зимних	летних	среднее	макс.		среднее	макс.	среднее	макс.
Цинк	670	176	494	0,26	3,9	2,8	0,72	10,9	1,0	14,8
Медь	670	176	494	0,04	1,0	2,8	0,11	2,8	0,2	3,8
Никель	670	176	494	0,22	3,3	2,8	0,62	9,2	0,8	12,5
Кобальт	670	176	494	0,14	3,9	2,8	0,39	10,9	0,5	14,8
Кадмий	670	176	494	0,008	0,02	2,8	0,02	0,06	0,03	0,1
Итого	670	176	494	0,7	12	2,8	1,9	34,0	2,6	46

Примечание: ¹данные метеостанции г. Егорьевска

Согласно проведенным расчетам, в среднем за год в насаждения стационара выпадает с природными осадками 2,6 кг/га изучаемых тяжелых металлов, из них в наибольших количествах (кг/га) цинка – 1, никеля – 0,8 и кобальта – 0,5 [145]. Максимальные оценки общих выпадений металлов с природными осадками составляют 46 кг/га в год (или 4,6 г/м²), в том числе по цинку и кобальту – около 15 кг/га (или 1,5 г/м²), никелю – 12 кг/га (или 1,2 г/м²), меди – около 4 кг/га (или 0,4 г/м²).

Для сравнительной оценки уровня выпадений в изучаемом нами районе приведем данные других исследований. Так, в зоне воздействия Рязанской

ГРЭС годовые выпадения меди достигают 0,08 кг/га, цинка и свинца – более 1 кг/га [3].

3.3. Особенности распределения цинка в почвах сосновых экосистем при различных величинах его выпадений (полевой эксперимент)

Экспериментальное исследование особенностей загрязнения профиля лесных почв металлами проводилось нами на стационарных опытных участках I и II в условиях минимального исходного загрязнения, близкого к фоновому [151]. Цинк вносили в виде соли $Zn(NO_3)_2 \times 3 H_2O$ путем разбрасывания на поверхность почвы, имитируя поступление его из атмосферы; методика и схемы экспериментов описаны в главе 2.

Стационарный опытный участок I. Пробы почв отбирали в 2000, 2001, 2002 и 2007 гг. послойно до глубины 60 см; содержание цинка в них определяли методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии в вытяжке 1 м HNO_3 .

Внутрипрофильное распределение цинка в почве на опытном участке I представлено в таблице 3.5, а также на рисунке 3.5. Содержание Zn в отобранных почвенных пробах отображает его распределение по глубинам почвенного профиля в зависимости от внесенной дозы.

В контрольном варианте (вариант 1) показано фоновое содержание Zn, которое варьировало в маломощном слое лесной подстилки на глубине 0–2 см в пределах 63,0–36,1 мг/кг, на глубине 2–5 см (в гумусовом горизонте) в пределах 18,1–23,8 мг/кг, и достигая наименьших величин на глубинах от 5 до 60 см (7,8–13,2 мг/кг), оставаясь почти на одинаковом уровне за все годы наблюдений.

В опытных вариантах содержание цинка существенно увеличилось. Уже в варианте 2, при внесении Zn в дозе 6,9 г/м² (из расчета среднего конечного содержания его в наиболее корнеобитаемом слое 0–20 см, равного 23 мг/кг, что соответствует величине предельно допустимой концентрации – ПДК) после закладки опыта оно повысилось в слое лесной подстилки (0–2 см) до 423,1–

115,2 мг/кг, в слое 2–5 см – до 69,4–49,0 мг/кг и постепенно снижалось до 10,1–20,6 мг/кг на глубине 40–60 см.

В вариантах 3–7 при внесении более высоких доз цинка (от 30 до 300 г/м²) его содержание в лесной подстилке в первый же год возросло до 1115,0–1648,1 мг/кг, постепенно снижаясь до 317,0–897,0 мг/кг в 2007 г. В слое 2–5 см оно в 2000 г. Составляло соответственно 69,4–1523,4 мг/кг и опустилось к 2007 г. До 49,0–698,2 мг/кг. В слое 5–10 см соответствующие величины содержания Zn составляли от 27,1 до 1173,0 мг/кг в 2000 г. И от 43,8 до 239,0 мг/кг в 2007 г. На глубине 10–20 см оно также было значительно больше, чем в контроле – от 27,0 до 1024,1 мг/кг в 2000 г. И от 35,1 до 143,6 мг/кг в 2007 г.

На глубинах 20–60 см загрязненность почвы цинком была существенно меньше по сравнению с вышележащими горизонтами, однако в вариантах 5–7 с внесением доз Zn от 150 до 300 г/м² концентрации его в почве достигали от 86,2 до 735,2 мг/кг в 2000 г. И от 36,0 до 265,2 мг/кг в 2007 г.

Анализ полученных данных (Таблица 5, Рисунок 3.1) показывает, что при внесении в исследованную почву невысоких доз цинка (6,9–30 г/м²) он практически полностью поглощался в слое 0–20 см. Более высокие дозы его примерно наполовину удерживались верхними почвенными горизонтами и почти столько же просачивалось вглубь почвенного профиля, по-видимому вплоть до грунтовых вод, особенно в вариантах с наиболее высокими дозами внесения.

Таблица 5.

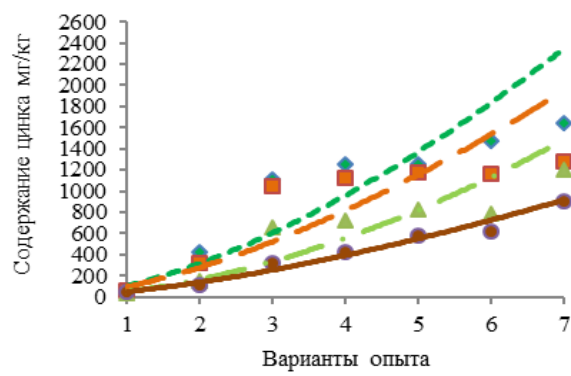
Содержание подвижного цинка в почве при разных уровнях его внесения в молодняках сосны обыкновенной на стационарном участке I (2000–2007 гг.)

Вариант опыта		Глубина, см	Содержание цинка, мг/кг				среднее за 7 лет наблюдений.
№ п/п	нагрузка внесенного цинка, г/м ²		1-й год	2-й год	3-й год	7-й год	
1	0 (контроль)	0–2	63,0	59,2	36,1	47,2	51,4
		2–5	18,1	22,3	21,4	23,8	21,4
		5–10	9,4	12,3	11,6	10,2	10,9
		10–20	10,5	8,3	7,8	10,4	9,3
		20–40	9,2	11,4	9,6	10,9	10,3
		40–60	10,3	13,2	11,3	10,1	11,2

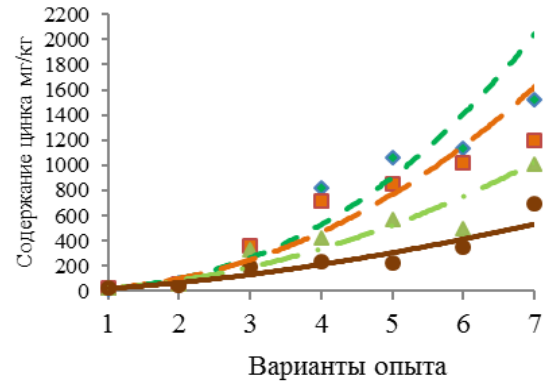
Продолжение таблицы 5

Вариант опыта		Глубина, см	Содержание цинка, мг/кг				
№ п/п	нагрузка внесенного цинка, г/м ²		1-й год	2-й год	3-й год	7-й год	среднее за 7 лет наблюдений.
2	6,9 (ПДК)	0–2	423,1	318,9	154,0	115,2	252,8
		2–5	69,4	61,5	56,1	49,0	59,0
		5–10	27,1	35,2	40,0	43,8	36,5
		10–20	22,6	33,1	29,9	34,4	30,0
		20–40	18,2	26,3	29,2	22,1	24,0
		40–60	10,1	20,6	14,6	18,0	15,8
3	30	0–2	1115,0	1048,2	662,0	317,0	785,6
		2–5	364,3	361,3	334,2	192,2	313,0
		5–10	203,1	175,9	153,2	122,4	163,7
		10–20	27,0	40,2	38,6	35,1	35,2
		20–40	20,2	19,0	19,2	25,0	20,9
		40–60	24,0	18,3	21,4	22,1	21,5
4	90	0–2	1251,1	1124,9	720,0	429,1	881,3
		2–5	821,2	720,0	426,4	232,6	550,1
		5–10	393,6	280	238	221,6	283,3
		10–20	47,2	35,2	109,2	107,9	74,9
		20–40	26,0	28,1	90,8	92,0	59,2
		40–60	21,3	16,5	40,1	42,0	30,0
5	150	0–2	1247,2	1175,0	831,3	584,2	959,4
		2–5	1059,1	849,7	574,6	221,2	676,2
		5–10	473,4	279,0	213,6	157,8	281,0
		10–20	390,2	136,1	156,6	83,8	191,7
		20–40	77,1	32,1	38,3	36,0	45,9
		40–60	86,2	25,2	28,7	30,2	42,6
6	225	0–2	1472,1	1164,8	788,0	615,3	1010,1
		2–5	1139,9	1022,5	496,2	348,5	751,8
		5–10	586,9	653,6	147,3	112,8	375,2
		10–20	465,7	574,5	140,3	106,8	321,8
		20–40	147,2	125,9	123,2	95,1	122,9
		40–60	140,1	112,3	96,4	88,3	109,3
7	300	0–2	1648,1	1275,7	1199,0	897,0	1255,0
		2–5	1523,4	1194,1	1011,5	698,2	1106,8
		5–10	1173,0	1047,9	1027,7	239,0	871,9
		10–20	1024,1	1013,1	1003,0	143,6	796,0
		20–40	735,2	704,4	701,2	265,2	601,5
		40–60	574,0	302,4	226,1	209,1	327,9

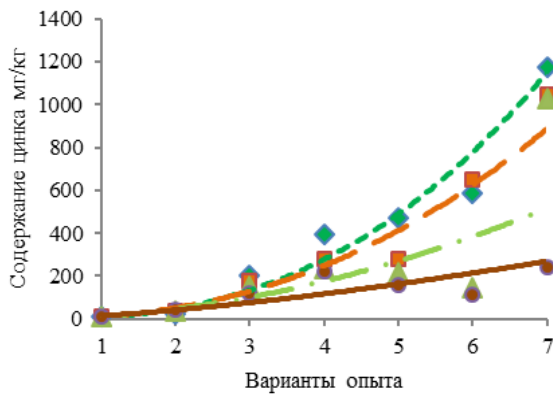
Также очевидно, что с течением времени почти во всех вариантах опыта и практически на всех глубинах, концентрации цинка в загрязненной им почве постепенно, но закономерно снижались. Однако они оставались значительно выше, чем в контроле, и через 7 лет в конце опыта они еще составляли от 30 до



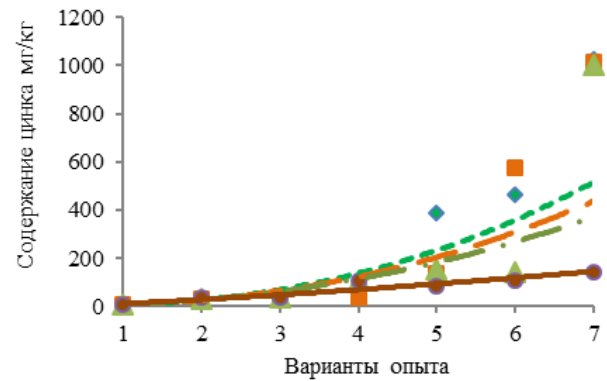
а– глубина отбора проб 0–1 (лесная подстилка) см,



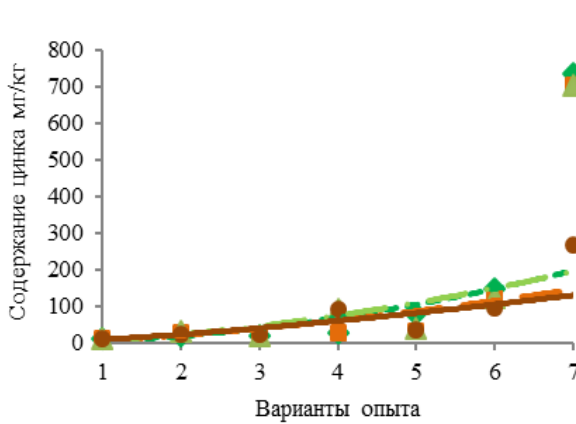
б– глубина отбора проб 1–5 см



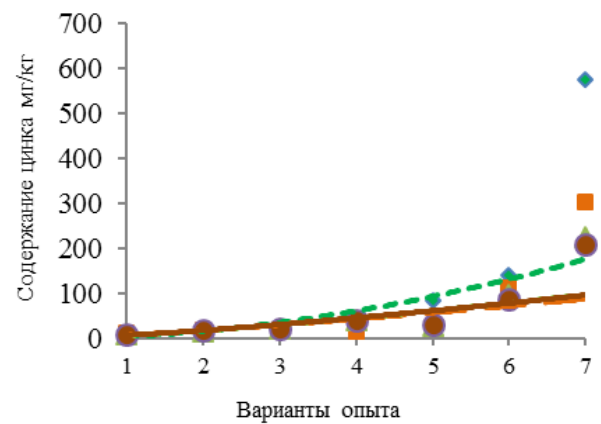
в– глубина отбора проб 5–10 см



г– глубина отбора проб 10–20 см



д– глубина отбора проб 20–40 см



е– глубина отбора проб 40–60 см

◆ 1-й год; ■ 2-й год; ▲ 3-й год; ● 7-й год

Рисунок 3.1. Динамика содержания подвижного цинка в почве, по вариантам опыта на стационарном участке I (сосновые молодняки)

60% от его содержания, наблюдавшегося в начале (см. Рисунок 3.1 а, б, в), показывающие функциональную зависимость содержания Zn по вариантам опыта.

Особо следует отметить длительность удержания почвой внесенного поллютанта, даже несмотря на ее легкий гранулометрический состав. Во всех вариантах полевого опыта и почти во всех исследованных горизонтах до глубины 60 см даже в течение более 7 лет, содержание в почве этого тяжелого металла оставалось в 2–36 раз больше, чем в контроле. По результатам проведенных исследований можно сделать вывод о корреляции пространственного распределения и временной динамике поступившего элемента по почвенному профилю с объемами его внесения на поверхность почвы.

Стационарный опытный участок II. Несколько иная картина загрязнения почвы цинком наблюдалась при внесении его в почву в форме той же азотнокислой соли на опытном участке II, заложенном в 2000 г. в средневозрастном (60-летнем) насаждении сосны обыкновенной на почве аналогичного генезиса и гранулометрического состава, в том же типе леса и условий произрастания. Отличия данного местопроизрастания состоят в наличии более обильного, по сравнению с опытным участком I, напочвенного травяного покрова (см. описание в главе 2), а также более мощной (до 3-5 см) и сильно развитой лесной подстилки. Схема этого полевого опыта, глубины отобранных почвенных проб и результаты их анализа представлены в таблице 6 и на рисунке 3.2.

Как видно из полученных данных, в контрольном варианте опыта (вар. 1) фоновое содержание в довольно мощном слое лесной подстилки на глубине 0–3(5) см в течение трех лет, варьировало в пределах 48,0–34,9 мг/кг. В вариантах 2–7 при внесении Zn в дозах от 6,9 до 600 г/м² содержание его в подстилке возрастало с 721,1–249,2 мг/кг до 5636,0–4127,1 мг/кг и эти величины были, как правило, в 2–3 раза больше, чем на опытном участке I. Если учесть большую мощность подстилки и значительно большие ее запасы, то становится понятно, что в ней задерживалась значительная часть внесенного на почву цинка. В гумусовом слое почвы на глубине 3–6 см в контрольном варианте содержание цинка составляло 19,1–29,5 мг/кг и в нижележащих слоях снижалось до 16,5–11,6 мг/кг.

Содержание цинка в почве на стационарном участке
II (средневозрастное насаждение)

Вариант опыта		Глубина, см	Содержание Zn в почве, мг/кг			
№ п/ п	доза внесенного Zn, г/м ²		1-й год наблюдений	2-й год наблюдений	3-й год наблюдений	среднее за три года
1	2	3	4	5	6	7
1	0 (контроль)	0–3	48,0	38,2	34,9	40,4
		3–5	19,1	16,0	29,5	21,5
		5–10	16,5	15,7	15,5	15,9
		10–20	11,1	9,2	11,6	10,6
2	6,9 (ПДК)	0–3	721,1	264,0	249,2	411,4
		3–5	19,3	15,7	34,6	23,2
		5–10	18,4	18,8	16,9	18,0
		10–20	11,4	21,5	9,7	14,2
3	30	0–3	3177,3	2363,8	1244,1	2261,7
		3–5	95,3	94,3	75,7	88,4
		5–10	27,2	27,2	27,9	27,4
		10–20	26,6	23,3	18,8	22,9
4	150	0–3	4033,2	2142,1	1376,9	2517,4
		3–5	247,6	256,1	202,9	235,5
		5–10	196,1	223,6	86,6	168,8
		10–20	110,5	92,0	44,1	82,2
5	225	0–3	4197,0	1995,1	1622,3	2604,8
		3–5	181,5	216,2	414,5	270,7
		5–10	185,4	254,3	32,6	157,4
		10–20	129,4	133,0	84,2	115,5
6	300	0–3	4364,1	2921,8	1815,0	3033,6
		3–5	374,8	310,1	238,3	274,4
		5–10	178,9	236,2	80,1	165,1
		10–20	139,2	128,5	55,7	107,8
7	600	0–3	5636,0	4897,2	4127,1	4886,8
		3–5	481,2	520,2	734,8	578,7
		5–10	363,8	436,7	317,0	372,5
		10–20	190,5	185,1	184,4	186,7

В опытных вариантах с увеличением внесенной на поверхность почвы дозы цинка от 6,9 до 600 г/м² концентрации Zn в слое почвы 3–6 см возрастали с 19,3–34,6 до 481,2–734,8 мг/кг, в слое 6–10 см – с 18,4–16,9 до 363,8–317,0 мг/кг, а в слое 10–20 см – с 11,4–9,7 до 190,5–184,4 мг/кг. Если сравнить эти данные с содержанием Zn в минеральных горизонтах загрязненной им почвы на опытном участке I, то видно, что на участке II они, как правило, в несколько раз ниже, что объясняется, как уже

упоминалось, наличием мощного слоя лесной подстилки, перехватывавшей существенную часть внесенного цинка. Кроме того, возможно было более значительное поглощение Zn из почвы сильно развитой корневой системой средневозрастного насаждения сосны по сравнению с молодыми культурами [151].

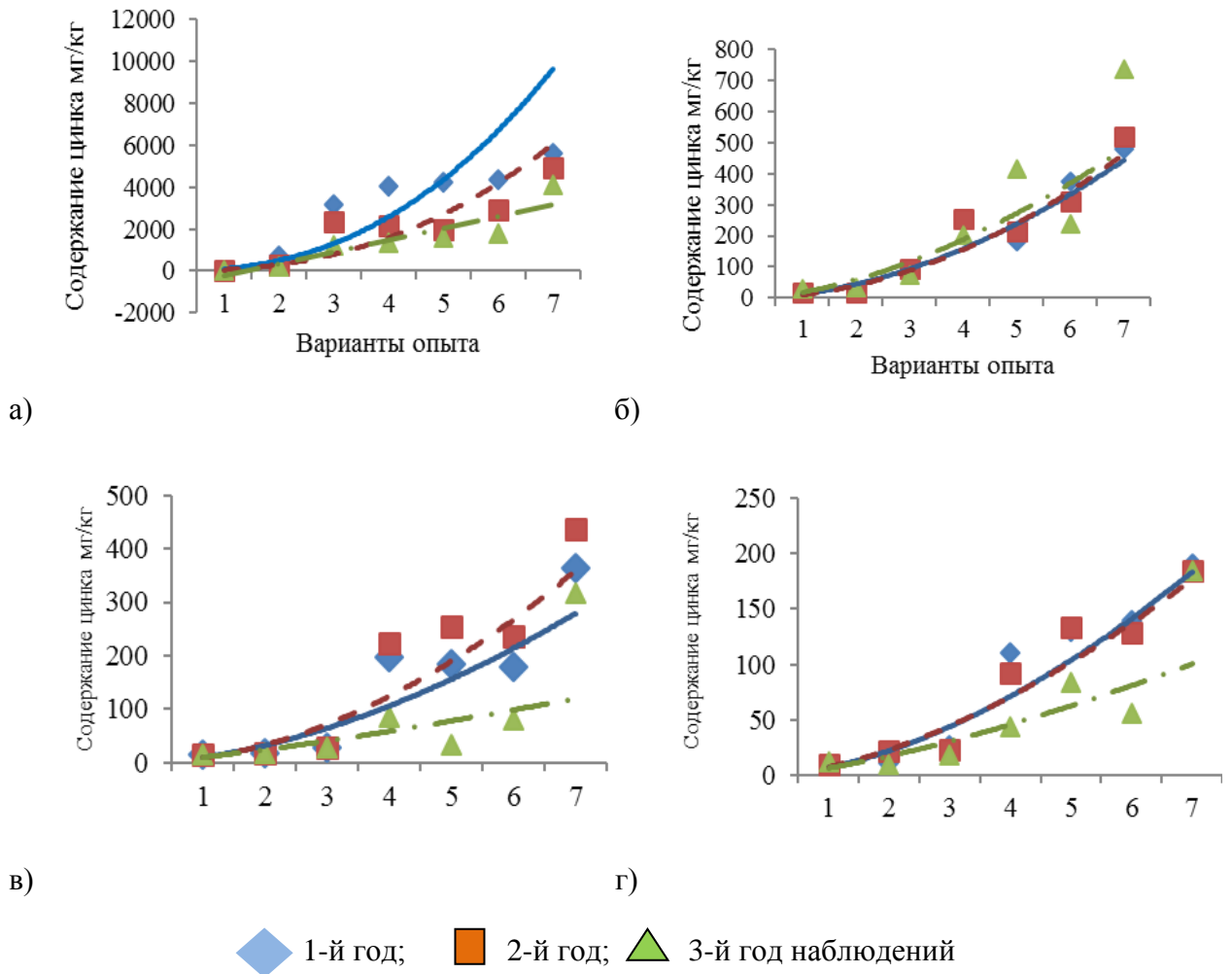


Рисунок 3.2. Динамика содержания подвижного цинка в почве, по вариантам опыта на стационарном участке II: а) глубина 0–3 см, б) глубина 3–5 см, в) глубина 5–10 см, г) глубина 10–20 см

3.4. Особенности загрязнения атмосферных осадков и почвенных вод в сосновых насаждениях

По имеющимся сведениям [61, 81, 201], древесный полог лесных насаждений оказывает существенное влияние на химический состав поступающих из атмосферы природных осадков.

Анализ результатов исследований ВНИИЛМ по изучению химического состава снежного покрова в сосновых насаждениях свидетельствует о существенном обогащении его, по сравнению с открытыми местоположениями, соединениями техногенного происхождения. В пробах снега, отобранных в лесных культурах молодняков сосны, отмечается его подщелачивание в рядах, а также увеличение концентрации цинка в междурядьях. В спелых насаждениях, имеющих сниженную полноту древостоя, содержание тяжелых металлов в снеге и кислотность снеговых вод, как правило, увеличивались в приствольной зоне (в радиусе до 50 см) дерева. В пробах дождевых осадках отмечались в целом похожие закономерности по увеличению концентрации цинка, меди, никеля, кобальта и кадмия в стволовом стоке над пробами жидких осадков, отобранных в «окнах» древостоя; несколько менее устойчивыми оказались различия для проб стока, отобранных под кронами деревьев сосны. Был сделан вывод, что наиболее сильные изменения химического состава природных осадков отмечаются в насаждениях на приствольных участках, которые можно отнести к биогеохимическим зонам с максимальными техногенными нагрузками [82, 93, 115].

В дополнение к ранее полученным данным, нами изучены особенности химического состава жидкой фазы почвы и миграции загрязнителей с лизиметрическими водами в почвах сосновых насаждений. Известно, что к жидкой фазе почвы относятся пленочная (адсорбированная поверхностью твердой фазы почвы), капиллярная (свободная часть влаги, доступная для питания растений и содержащаяся в порах почвы, называемая обычно «почвенным раствором») и гравитационная (наименее связанная с твердой фазой почвы часть влаги, зависящая от режима увлажнения и перемещаемая в почве под действием гравитационных сил) виды влаги [131, 163].

Исследования состава почвенного раствора проводились методом анализа водной вытяжки проб почвы, который позволяет оценить уровень потенциального минерального питания растений, а также содержание вредных для них веществ [100, 157]. Химический анализ проб, отобранных в середине летнего периода в насаждениях сосны, произрастающих на разном удалении от

источников выбросов Воскресенского промышленного комплекса, показывает (Таблица 7), что кислотность вод в зоне влияния предприятий (пр. пл. 1, 2, 3 и 4) практически не отличается от контрольных значений (пр. пл. 14). Все другие показатели химического состава вытяжек из загрязненных насаждений существенно выше, чем на контроле. Особенно большие различия характерны для сульфатов (45 раз) и катионов натрия (80 раз), несколько меньшие – для катионов магния и калия; все указанные соединения содержатся в выбросах (особенно их пылевой фракции) промкомплекса. То есть, как и указывается в научных источниках [61, 157], водная фаза почвы чувствительно реагирует на поступление загрязняющих веществ из внешней окружающей ее среды.

В тесной корреляционной взаимосвязи с составом почвенных растворов находятся и лизиметрические воды, состав которых сильно зависит от химического состава жидких и твердых атмосферных осадков, трансформированных растительным покровом [131, 157, 176]. Изучение состава таких вод создает возможность, с одной стороны, оценить внутрипочвенную динамику наиболее активных для жизнедеятельности растений водорастворимых соединений химических элементов, а с другой – установить закономерности такой динамики в связи с интенсивностью выпадений техногенных веществ из атмосферы.

Таблица 7.

Химический состав водной вытяжки из проб почвы, отобранных в сосновых древостоях, расположенных на разном расстоянии от Воскресенского промышленного комплекса

№ пр.пл.	Состав/возраст насаждения	Состав водной вытяжки, мг.экв./ 100 г почвы									
		pH	сухой остаток	NO ₂ ⁻	HCO ₃	SO ₄ ²⁻	NH ₄ ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
1/4*	10С/35	7,5	0,47	0,002	0,9	1,3	0,09	1,4	1,6	1,4	0,55
2/5*	10С/29	7,5	0,67	0,001	0,8	1,7	0,09	2,1	2,7	1,6	0,77
3/4*	10С/32	7,7	0,45	0,001	0,8	1,8	0,10	1,4	1,6	1,4	0,58
4/5*	10С/37	7,9	0,54	0,001	1,0	1,8	0,15	1,8	2,4	1,4	0,65
14/20*	10С/50	8,0	0,04	0,0004	0,4	0,04	0,05	0,4	0,2	0,02	0,06

Примечание: * – в знаменателе указано расстояние от источников выбросов, км

В предыдущем разделе нами приведены установленные в ходе полевого эксперимента результаты изучения изменения концентрации цинка по профилю дерново-подзолистой супесчаной почвы при различных величинах его выпадения на поверхность. Для объяснения закономерностей внутripочвенной миграции цинка на опытном участке II, в вариантах полевого опыта с разными дозами внесенного цинка, были установлены лизиметры конструкции Шиловой [194]. Объем отобранных лизиметрических вод в разные годы составлял от 360 до 2000 мл, в зависимости от погодных условий, характера снеготаяния и иных причин (Таблица 8).

Исследования показывают, что в контрольном варианте (вар.1, естественное поступление цинка в экосистему) концентрации цинка в лизиметрических водах на глубине отбора на протяжении периода исследований варьировали в пределах 0,11–0,19 мг/л. В вариантах опыта в первый год после его закладки содержание металла в водах лизиметров резко возрастало в зависимости от уровня внесения его на поверхность почвы: от 1,29 мг/л при величине нагрузки 7 г/м² до 545,5 мг/л при нагрузке 600 г/м².

С течением времени в контрольном варианте концентрация цинка в лизиметрических водах стабилизировалась на уровне 0,11–0,12 мг/л (Таблица 8, Рисунок 3.3). Для всех других вариантов характерно снижение, в ходе эксперимента, концентрации элемента в лизиметрических водах, причем интенсивность такого снижения возрастает с увеличением техногенной нагрузки на поверхность почвы. Так, при нагрузке 7 г/м² концентрация цинка снижается от первоначального значения в 1,29 мг/л до 0,67 мг/л или на 48%. Увеличение техногенной нагрузки загрязнителя до 150 г/м² приводит к снижению его содержания, по сравнению с начальным уровнем, в конце эксперимента на 72%, при нагрузке в 600 г/м² – на 97%.

Содержание водорастворимого цинка в лизиметрических водах
на стационарном участке II при различных величинах нагрузки

Вариант опыта		Объем отобранной лизиметрической воды по годам, мл*				Концентрация Zn по годам, в мг/л / % *			
№ п/п	Нагрузка внесенного Zn, г/м ²	Годы наблюдений				Годы наблюдений			
		1-й	2-й	3-й	4-й	1-й	2-й	3-й	4-й
1	0 (контроль)	1500	1380	1500	1570	0,19	0,11	0,12	0,11
2	7	360	≥2000	1400	1250	$\frac{1,29}{100}$	$\frac{0,93}{72,1}$	$\frac{0,80}{62,0}$	$\frac{0,67}{51,9}$
3	150	630	370	≥2000	≥2000	$\frac{5,84}{100}$	$\frac{3,11}{53,2}$	$\frac{2,30}{39,4}$	$\frac{1,63}{27,9}$
4	300	1890	≥2000	1500	≥2000	$\frac{109,9}{100}$	$\frac{74,2}{67,5}$	$\frac{7,29}{6,6}$	$\frac{6,27}{5,7}$
5	600	≥2000	785	1650	1570	$\frac{545,5}{100}$	$\frac{450,3}{82,5}$	$\frac{42,3}{7,7}$	$\frac{15,6}{2,9}$

Примечание*: в числителе приведены величины концентрации Zn в мг/л, в знаменателе – в % к концентрации за 2001 г.

Во 2-й год наблюдений по сравнению с первым годом, содержание цинка в лизиметрических водах на пр.пл. с внесенной нагрузкой элемента снизилось до 53,2–82,5% от первоначального содержания, но в вариантах 4 и 5 оно оставалось еще очень высоким (74,2–450,3 мг/л). В 3-й и 4-й год наблюдений концентрации Zn продолжали снижаться (до 6,27–15,6 мг/л). Полученные данные о выщелачивании избыточных концентраций цинка вниз по почвенному профилю согласуются с отмеченными выше результатами анализа содержания элемента по слоям почвы (см. раздел 3.3, Таблица 6).

Особенно резкое снижение концентраций Zn в лизиметрических водах наблюдалось в вариантах опыта 4 и 5, где они составляли всего 7,7–2,9 % от исходных величин, наблюдавшихся в 1-й год наблюдений. (см. Таблица 8 и Рисунок 3.3). При этом у всех вариантов эксперимента с внесенной нагрузкой цинка на период завершения эксперимента его содержание в лизиметрических водах оставалось в 6 (при 7г/м²) – 140 (при 600 г/м²) раз выше, чем на контроле (Таблица 8).

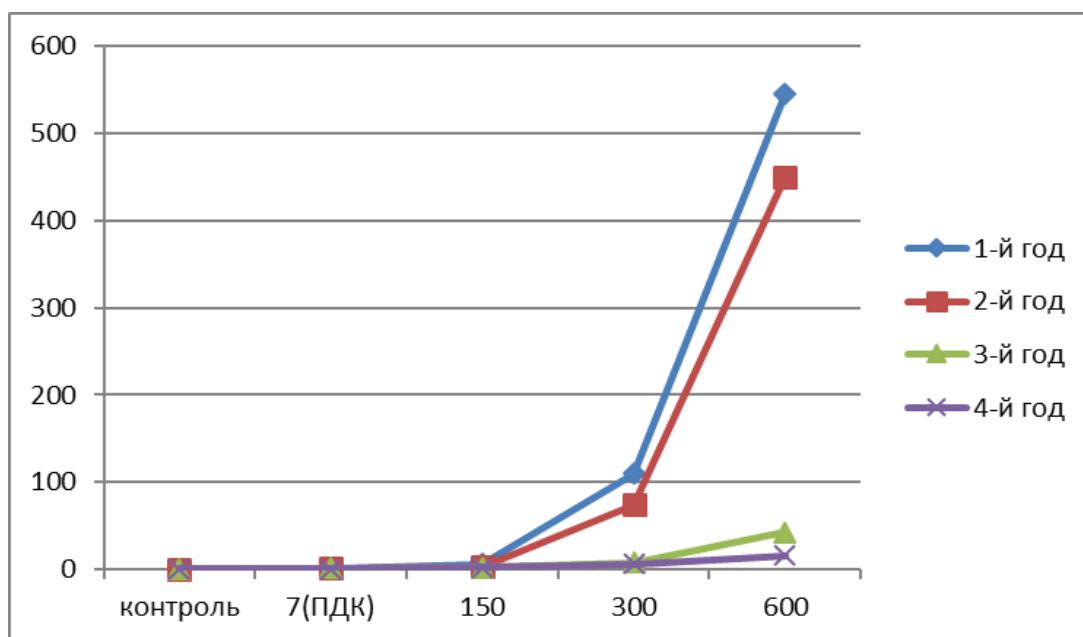


Рисунок 3.3. Динамика концентрации цинка в лизиметрических водах на стационарном участке II за 2001–2004 гг.

Промывной тип водного режима изучаемых почв, для которого характерно ежегодное промачивание практически всей почвенной толщи [44] позволяет нам хотя бы частично ответить на вопрос о выносе цинка за пределы корнеобитаемого слоя лесных насаждений. С этой целью по данным содержания цинка в лизиметрических водах и измеренных их объемах сделаны соответствующие расчеты, представленные в Таблице 9. При расчетах выноса в вариантах эксперимента с вносимой нагрузкой цинка учтен его вынос в условиях контроля.

Полученные данные показывают, что вынос элемента с лизиметрическими водами увеличивается с возрастанием его нагрузки на почву.

При максимальной нагрузке в 600 г/м² значение выноса превышает контроль более чем в 1960 раз, составляя, однако, не более 1,6 % от вносимой нагрузки. Следовательно, значительно большая часть поступающего цинка аккумулируется, как было показано нами выше, в лесной подстилке, закрепляется в почве, в первую очередь, ее илистой фракцией и органическим веществом [108, 218], а также поглощается растениями лесной экосистемы в процессе жизнедеятельности [33, 70, 102, 135].

Таблица 9.

Расчеты выноса цинка из корнеобитаемого слоя почвы с лизиметрическими водами на стационарном участке II при различных величинах нагрузки

Нагрузка внесенного Zn, г/м ²	Вынос Zn из корнеобитаемого слоя почвы с лизиметрическими водами по годам, мг					Вынос от внесенной нагрузки, %
	1-й год наблюдений	2-й год наблюдений	3-й год наблюдений	4-й год наблюдений	Итого *	
0 (контроль)	0,28	0,15	0,18	0,17	$\frac{0,8}{4,9}$	–
7	0,46	1,86	1,12	0,84	$\frac{4,3}{26,8}$	0,3
150	3,67	1,15	4,60	3,26	$\frac{12,7}{79,3}$	0,05
300	207,71	148,40	10,94	12,54	$\frac{379,6}{2372,4}$	0,8
600	1091,00	353,48	69,80	24,49	$\frac{1538,7}{9616,9}$	1,6

Примечание: * в числителе приведены значения суммарного выноса цинка на 1 лизиметр, в знаменателе – значения суммарного выноса цинка на 1 м²

Выводы по главе 3

1. По уровню средних концентраций в растворимой части снеговых вод изученные тяжелые металлы образуют следующий ряд: Zn>Ni>Co>Cu=Cr>Cd; в лесной подстилке и почвах: Zn>Pb>Cu> Ni>Co>Cd.

Цинк является основным загрязняющим элементом лесных экосистем среди изучаемых тяжелых металлов.

2. По экспертным расчетам, в среднем за год в насаждения Воскресенского стационара выпадает с природными осадками 2,6 кг/га изучаемых тяжелых металлов, из них в наибольших количествах (кг/га) цинка – 1, никеля – 0,8 и кобальта – 0,5. Максимальные оценки выпадений суммы металлов составляют 46 кг/га в год (или 4,6 г/м²), в том числе по цинку и кобальту – около 15 кг/га (или 1,5 г/м²), никелю – 12 кг/га (или 1,2 г/м²), меди – около 4 кг/га (или 0,4 г/м²).

3. В полевом эксперименте при внесении цинка на поверхность почвы установлено:

– пространственное распределение и временная динамика поступившего элемента по почвенному профилю коррелируют с объемами его внесения на поверхность почвы;

– наблюдаемое выщелачивание с течением времени избыточных концентраций цинка по почвенному профилю подтверждается результатами анализа содержания элемента по слоям почвы;

– содержание металла в слое почвы 0–60 см на второй-седьмой годы после его внесения на поверхность постепенно снижалось, однако даже после семилетнего периода наблюдений до $2/3$ процентного содержания цинка продолжало удерживаться почвой;

– концентрация Zn в слое 0–20 см почвы средневозрастного насаждения сосны было в 1,2–1,5 раза меньше по сравнению с молодыми культурами, что, по-видимому, обусловлено наличием в древостое хорошо сформированного слоя лесной подстилки, перехватывающей поступление в минеральные горизонты почвы атмосферных выпадений, а также поглощением элемента более развитой корневой системой средневозрастных деревьев.

4. Вынос цинка за пределы корнеобитаемого слоя деревьев с лизиметрическими водами увеличивается с возрастанием его нагрузки на почву. При максимальной нагрузке в 600 г/м^2 значение выноса превышает контроль более чем в 1960 раз, составляя, однако, не более 1,6% от вносимой нагрузки. Следовательно, значительно большая часть поступающего цинка аккумулируется в лесной подстилке, закрепляется в почве, а также поглощается растениями лесной экосистемы в процессе жизнедеятельности.

ГЛАВА 4. ИЗМЕНЕНИЕ ПОКАЗАТЕЛЕЙ СОСТОЯНИЯ И РОСТА СОСНОВЫХ ДРЕВОСТОЕВ ПРИ РАЗЛИЧНЫХ УРОВНЯХ ЗАГРЯЗНЕНИЯ СРЕДЫ

Многочисленными исследованиями установлено, что поступление в лесные экосистемы избыточных количеств загрязняющих веществ приводит к повреждению ассимиляционных органов деревьев, в результате которого заметно падает продуктивность поврежденных древостоев: снижается их бонитет, сокращается текущий прирост стволовой древесины, усиливается отпад деревьев [7, 8, 67, 89, 143, 202 и др.]. Вместе с тем, в естественных условиях местопроизрастания, характеризующихся обычно сложным комплексом факторов воздействия, достаточно непросто оценить степень влияния загрязнителей на ответную реакцию лесных насаждений. Для решения этой задачи нами ниже представлен методический подход, основанный на статистическом анализе корреляции между накоплением токсикантов в снежном покрове и индексом состояния древостоев, произрастающих по градиенту загрязнения. Кроме того, приводятся результаты экспериментального изучения состояния и роста деревьев сосны под влиянием конкретных нагрузок цинка [145].

4.1. Оценка влияния тяжелых металлов на состояние сосновых насаждений в условиях влияния промышленных выбросов

Одной из задач, поставленных перед исследованиями по теме диссертации, является изучение фактического состояния насаждений сосны под влиянием тяжелых металлов, содержащихся в выбросах промышленных предприятий. Для этих целей нами была проведена оценка состояния сосновых древостоев на части пр. пл. ВНИИЛМ, заложенных, с участием автора диссертации [146] на территории Воскресенского стационара.

Исследования свидетельствуют [90, 144, 145, 146] (Таблица 10), что индекс состояния молодняков и средневозрастных сосняков, на изучаемой территории колеблется в пределах 1,38 (здоровые древостои) – 1,85 (слабо ослабленные древостои) баллов. В приспевающих/спелых насаждениях данный индекс изменяется от 1,53–2,0 баллов. Приведенные значения индекса состояния свидетельствуют о слабом уровне ослабления сосновых насаждений [146, 147].

Результаты обработки данных по содержанию растворимых форм тяжелых металлов в снеге, показывают (Таблица 10), что с увеличением расстояния от промышленных предприятий выпадение ТМ (за исключением никеля) имеет тенденцию к снижению (об этом свидетельствует отрицательный знак коэффициента корреляции). Полученные результаты в целом соответствуют выводам других авторов, отмечавших закономерное уменьшение техногенной нагрузки с увеличением расстояния от промышленных предприятий [45, 81, 143, 146].

Таблица 10.

Характеристика состояния насаждений сосны и уровня загрязнения тяжелыми металлами на пробных площадях Воскресенского стационара (по данным [153])

№ п/п	№ пр. пл.	Расстояние от ИВ, км	Средний индекс состояния, баллы	Накопление (кг/га) тяжелых металлов в снеге (растворимые формы)					
				Cu	Zn	Ni	Co	Cd	сумма ТМ
1. Молодняки, средневозрастные насаждения									
1	2	3	9	10	11	12	13	14	15
1	1	4	1,39	0,03	0,05	0,07	0,05	0,004	0,20
2	2	5	1,74	0,01	0,10	0,10	0,14	0,005	0,36
3	3	4	1,61	0,05	0,08	0,03	0,05	0,004	0,21
4	4	5	1,65	0,01	0,20	0,20	0,01	0,006	0,43
5	7	10	1,47	0,008	0,09	0,11	0,25	0,005	0,46
6	8	27	1,52	0,008	0,04	0,10	0,01	0,004	0,16
7	9	16	1,48	0,006	0,05	0,20	0,10	0,006	0,36
8	11	9	1,48	0,03	0,04	0,05	0,09	0,006	0,22
9	13	21	1,47	0,02	0,05	0,03	0,02	0,004	0,12
10	14	20	1,64	0,002	0,03	0,10	0,02	0,002	0,15
11	21	23	1,85	0,004	0,09	0,09	0,01	0,002	0,20
12	15	25	1,62	0,005	0,11	0,07	0,02	0,003	0,21
13	22	30	1,74	0,005	0,09	0,05	0,02	0,002	0,17

Продолжение таблицы 10.

№ п/п	№ пр. пл.	Расстояние от ИВ, км	Средний индекс состояния, баллы	Накопление (кг/га) тяжелых металлов в снеге (растворимые формы)					
				Cu	Zn	Ni	Co	Cd	сумма ТМ
2. Приспевающие, спелые насаждения									
14	1А	4	1,52	0,02	0,30	0,02	0,04	0,004	0,38
15	2А	5	1,91	0,01	0,10	0,10	0,14	0,005	0,36
16	3А	4,3	2,03	0,05	0,08	0,03	0,05	0,004	0,21
17	4А	5	1,92	0,01	0,20	0,20	0,01	0,006	0,43
18	5А	2	1,94	0,05	0,08	0,03	0,05	0,004	0,21
19	7А	9	1,72	0,008	0,09	0,11	0,25	0,005	0,46
20	8А	27	1,92	0,008	0,04	0,10	0,01	0,004	0,16
21	9А	16	1,65	0,006	0,05	0,20	0,10	0,006	0,36
22	13А	21	1,57	0,004	0,02	0,06	0,02	0,003	0,11
23	14А	20	1,61	0,002	0,03	0,10	0,02	0,002	0,15
24	21А	23	1,78	0,004	0,09	0,09	0,01	0,002	0,20
25	15А	25	1,60	0,005	0,11	0,07	0,02	0,003	0,21
26	22А	30	1,72	0,005	0,09	0,05	0,02	0,002	0,17

Анализируя связь индекса состояния древостоев с выпадениями ТМ необходимо отметить слабый уровень связи для суммы тяжелых металлов для всех групп возраста насаждений (Таблица 11) [146].

Вместе с тем, характер связи по отдельным ТМ выглядит по-другому. Например, положительная связь между трендом ухудшения состояния при увеличении нагрузки в молодняках и средневозрастных насаждениях установлена только для цинка. Для других изученных металлов связь имеет отрицательный знак, что не дает оснований связать динамику состояния древостоев с изменением величины техногенных нагрузок. Для спелых и перестойных насаждений характерна более тесная положительная связь состояния с накоплением в снеге меди и, отчасти, кадмия [72, 146, 156].

В целом, теснота связи только в отдельных случаях для цинка и меди можно признать не выше умеренной; в доминирующем числе случаев она характеризуется как слабая. Подтверждением этого является также уровень связи между состоянием древостоев и накоплением в снеге растворимых форм тяжелых металлов.

Для коэффициентов корреляции по всем изученным элементам в обеих группах насаждений величины расчетных коэффициенты Стьюдента ниже

Таблица 11.

Величины коэффициентов корреляции между накоплением тяжелых металлов в снеге (кг/га) и индексом состояния древостоев

Показатели	Cu	Zn	Ni	Co	Cd	Сумма ТМ
1. Молодняки, средневозрастные насаждения						
Индекс состояния, баллы	-0,40	0,44	0,01	-0,29	-0,51	-0,03
$t_{расч.}$	1,45	1,62	0,03	1,00	1,97	0,10
$t_{табл.}^{P=0,95}$	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2
2. Приспевающие, спелые насаждения						
Индекс состояния, баллы	0,54	-0,12	0,07	0,05	0,34	0,07
$t_{расч.}$	2,12	0,40	0,23	0,16	1,20	0,23
$t_{табл.}^{P=0,95}$	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2

табличных значений ($t_{расч.} < t_{табл.}^{P=0,95}$), на основании чего можно сделать вывод, что значения коэффициентов корреляции следует признать не значимыми. Следовательно, накопление изученных тяжелых металлов в снеге оказывает незначительное влияние на состояние сосновых насаждений района исследований [146].

4.2. Изменение состояния насаждений разного возраста при воздействии различных нагрузок цинка (результаты полевого эксперимента)

В наших экспериментах симптомом избыточного содержания в почве $Zn(NO_3)_2$ проявлялось в виде изменения состояния хвои, которое *изучалось на примере молодняков сосны*. Обследование опытных участков молодняков сосны показало, что через 3 месяца после внесения цинка пожелтение хвои наблюдалось у деревьев сосны при нагрузках выше 150 г/м^2 . Через год после внесения соли цинка (Таблица 12) при нагрузках 150 г/м^2 , 225 г/м^2 и 300 г/м^2 Zn наблюдалась дехромация хвои у 13%, 47% и 94% деревьев соответственно. Слабая степень пожелтения изменялась с той же закономерностью; при этом значительное увеличение доли пожелтевшей хвои 2-го года наблюдалось уже

при 90 г/м^2 – 46%; 150 г/м^2 – 52%; и при 225 г/м^2 – 38% [148]. При нагрузке 300 г/м^2 большая часть деревьев сосны имела сильное поражение хвои (слабую степень дехромации хвои имело лишь 6% деревьев) (Рисунок 4.1) [152].



Рисунок 4.1. Дехромация деревьев сосны на участке с нагрузкой цинка 300 г/м^2

Биометрические исследования хвои показали, что нагрузки от 30 до 150 г/м^2 в первые годы наблюдений не оказали влияния на размеры и массу хвоинок сосны текущего года. Высокие дозы $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$ вызывали, в этот же период значительное снижение длины и уменьшение массы хвои (Таблица 12). При 225 г/м^2 Zn средняя длина хвоинок в 2000–2001 гг. уменьшилась на 17–19%, масса 100 шт. хвоинок – на 21–24%.

Уровень нарушения роста хвои ещё больше усилился при нагрузке 300 г/м^2 : средняя длина хвоинок текущего года сократилась на 33–50%, а масса 100 шт. хвоинок – на 60–65% [148, 149].

Биометрические показатели хвои у средних деревьев в молодняках сосны при различных величинах нагрузок цинка [148]

№ п/п	Нагрузка цинка, г/м ²	Кол-во деревьев	1-й год наблюдений (год внесения цинка)		2-й год наблюдений				3-й год наблюдений			
			% деревьев с пожелтевшей хвоей		Длина хвоинок, мм			Масса 100 шт. хвоинок, г	Длина хвоинок, мм			Масса 100 шт. хвоинок, г
			сильная	слабая	max	min	сред		max	min	сред	
1	0	26	0	8	82	61	73,3±0,6	3,37±0,9	82	53	65,2±0,6	3,04±0,8
2	7	24	0	12	87	51	67,2±1,0	2,88±0,6	85	60	69,1±0,5	3,12±0,9
3	30	29	0	17	89	66	77,9±0,6	3,36±1,0	76	52	63,6±0,7	3,27±0,8
4	90	24	9	46	94	51	79,9±1,0	3,93±1,0	68	48	58,0±0,5	3,86±1,0
5	150	31	13	52	92	64	75,0±0,8	3,56±0,8	75	44	62,9±0,6	3,42±0,9
6	225	24	47	38	75	46	60,5±1,0	2,67±1,0	60	46	52,7±0,4	2,32±1,0
7	300	31	94	6	55	26	36,9±1,0	1,18±0,8	54	33	43,9±0,4	1,23±1,0

Данные о состоянии сосновых молодняков (Таблица 13, Рисунок 4.2), характеризующиеся таким интегральным показателем как индекс состояния древостоев, свидетельствуют о постепенном, начиная с нагрузки в 30 г/м², их ослаблении в течение 4 лет с момента начала наблюдений.

К 6-му году с начала наблюдений состояние древостоев при нагрузках в 90 и 150 г/м² ухудшилось, по сравнению с контролем, на 0,4–0,5 балла (на 28–35%), по сравнению с их первоначальным состоянием до внесения солей цинка – на 0,7 балла (58–64%). При нагрузке 150 г/м² различия с контролем возрасли до 1,3 балла, т.е., практически вдвое. С увеличением уровня загрязнения до 225 и, особенно, 300 г/м², состояние молодняков резко ухудшалось (изменение индекса состояния в 2,6 и 3,3 раза соответственно) уже на следующий год после внесения солей цинка на поверхность почвы. В последующие четыре года состояние древостоев при указанных нагрузках цинка снизилось незначительно (только на 0,2 балла), достигнув к 6-му году наблюдений при 225 г/м² величины индекса состояния в 3,6 балла (средне ослабленное насаждение), при 300 г/м² – 4,2 балла (сильно ослабленное насаждение) [148].

Динамика индекса состояния и отпада в древостоях сосновых молодняков при различных величинах нагрузок цинка

Вариант опыта	Нагрузка цинка, г/м ²	Годы наблюдений					
		1-й год (внесение цинка)	2-й год	3-й год	4-й год	5-й год	6-й год
Индекс состояния древостоя, баллы							
1	Контроль	1,2±0,1	1,2±0,1	1,4±0,1	1,4±0,1	1,4±0,1	1,4±0,1
2	7	1,1±0,1	1,3±0,1	1,3±0,1	1,5±0,1	1,4±0,1	1,4±0,1
3	30	1,2±0,1	1,4±0,1	1,6±0,1	1,9±0,1	1,9±0,1	1,9±0,1
4	90	1,1±0,1	1,7±0,1	1,9±0,1	1,9±0,1	1,8±0,1	1,8±0,1
5	150	1,2±0,1	1,7±0,1	2,0±0,1	2,1±0,1	2,7±0,1	2,7±0,1
6	225	1,3±0,1	3,4±0,1	3,5±0,1	3,5±0,1	3,6±0,1	3,6±0,1
7	300	1,2±0,1	4,0±0,1	4,0±0,1	4,1±0,1	4,2±0,1	4,2±0,1
Доля погибших деревьев в древостое, %							
1	Контроль	0	0	0	0	0	0
2	7	0	0	0	0	0	0
3	30	0	0	0	0	0	0
4	90	0	0	0	0	0	0
5	150	0	0	0	0	3	3
6	225	0	47	47	50	46	50
7	300	0	65	68	68	67	70

Интерес представляют данные по переходу, в связи с увеличением уровня техногенных выпадений, деревьев в составе древостоя из одной категории состояния в другую, и, в конечном итоге, в отпад (Рисунок 4.2). Изучаемые древостои молодняков сосны в начале эксперимента по всем вариантам опыта на 61–92% были представлены здоровыми деревьями 1-й категории состояния. Надо отметить, что даже на контроле, в течение периода наблюдений, состояние изменялось за счет перехода части деревьев 1-й категории состояния во 2-ю, удельный вес которой с 2001 г. временно превысил долю здоровых; затем произошел возврат к исходному доминированию деревьев 1-й категории состояния [148].

При минимальных нагрузках (7 г/м²) превышение доли деревьев 2-й категории над здоровыми (1-я категория состояния) наступило на третий год эксперимента. К году завершения наблюдений в данную категорию состояния

перешло 42% деревьев, остальную часть (52%) составляли деревья 1-й категории.

На участках с нагрузкой 30 г/м² изменение состояния древостоев происходило за счет выраженного перехода на третий год наблюдений 90% деревьев во 2-ю категорию состояния, доля которой стабилизировалась в дальнейшем на уровне 86%.

В вариантах с нагрузкой цинка 225 г/м² и 300 г/м² уже на второй год наблюдения большая часть здоровых и слабо ослабленных деревьев (1-я и 2-я категории состояния) резко перешла в 5-ю категорию состояния – погибшие деревья, доля которой в последующие годы, в целом сохранилась на достигнутом уровне [148].

Определение индекса состояния средневозрастных древостоев при первом обследовании через 3 месяца после внесения $Zn(NO_3)_2$ показало, что их состояние на вариантах с нагрузками до 225 г/м² не изменилось. Вместе с тем, на участках с нагрузками 300 и 600 г/м² были отмечены первые признаки пожелтения хвои у отдельных деревьев.

В условиях контроля величина индекса состояния древостоев на протяжении всего периода наблюдений колебалась в пределах ошибки измерений на уровне 1,2–1,3 балла, причем изменение индекса происходило за счет постепенного увеличения доли деревьев 2-й категории состояния в составе древостоя (см. приложение В).

Через год после внесения соли цинка величина индекса состояния древостоев при нагрузке 7 г/м² достоверно ухудшились на 0,3 балла (на 19%) от первоначального значения и практически осталась на том же уровне (не превышая $2,0 \pm 0,1$ балла) до конца периода наблюдений (Таблица 14) [145].

При этом изначально древостой имел начальную стадию ослабления (индекс состояния – 1,6), а в его составе насчитывалось 25% деревьев 2-й категории состояния (деревья II и III классов Крафта) и 12,5% – 4-й категории состояния (усыхающие, деревья только Va класса Крафта) (приложения В и Г).

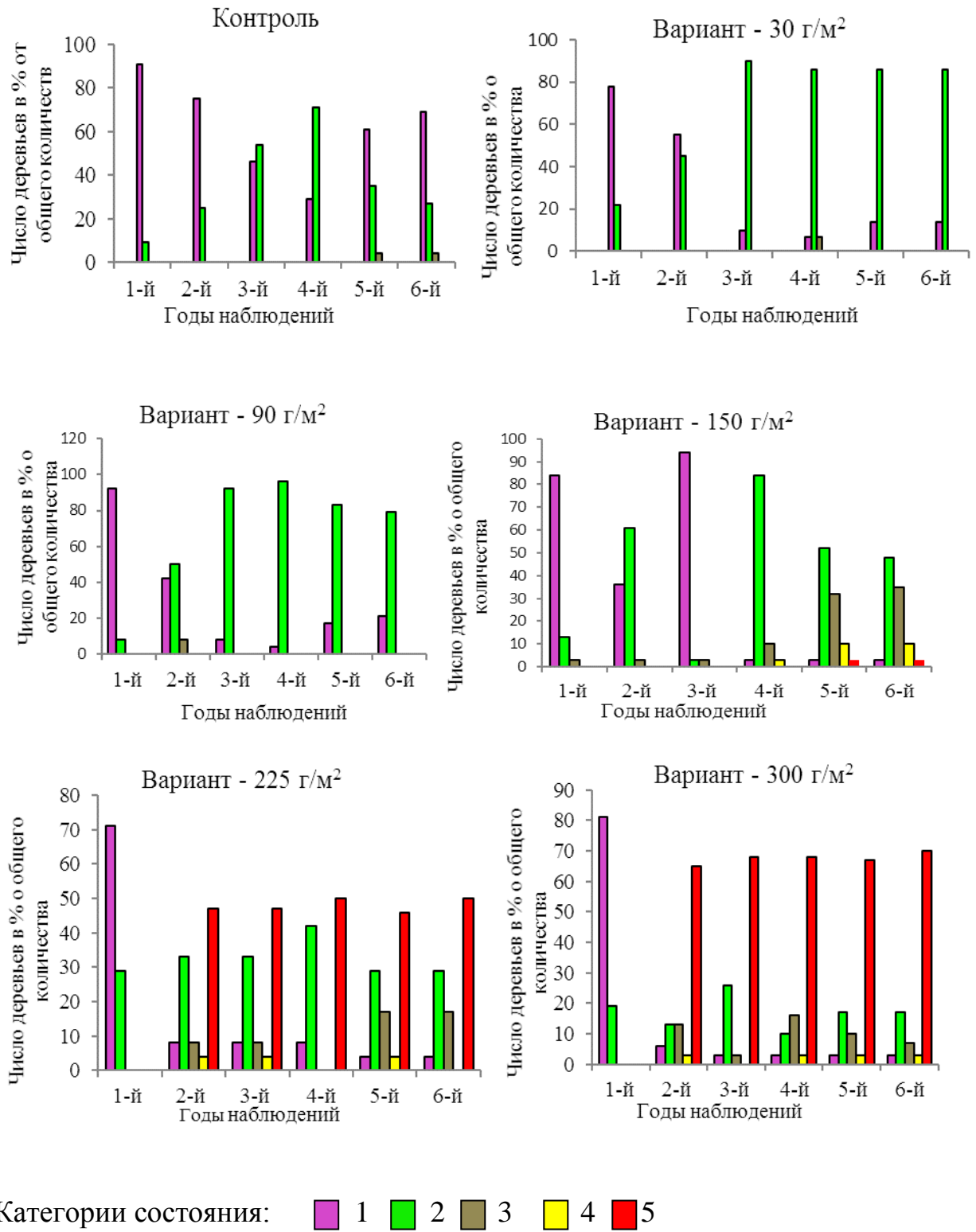


Рисунок 4.2. Динамика распределения деревьев по категориям состояния в сосновых молодняках за 6 летний период наблюдений

Динамика изменения индекса состояния и количества погибших деревьев
в средневозрастных древостоях сосны при различных величинах
нагрузок цинка

Вариант опыта	Нагрузка цинка, г/м ²	Годы наблюдений				
		1-й год наблюдений	2-й год наблюдений	3-й год наблюдений	4-й год наблюдений	5-й год наблюдений
Индекс состояния древостоя (баллы)						
1	Контроль	1,2±0,1	1,2±0,1	1,2±0,1	1,3±0,1	1,2±0,1
2	7	1,6±0,1	1,9±0,1	2,0±0,1	2,0±0,1	2,0±0,1
3	30	2,1±0,1	2,1±0,1	2,3±0,1	2,3±0,1	2,2±0,1
4	150	1,5±0,1	1,8±0,1	1,8±0,1	1,9±0,1	1,9±0,1
5	225	–	1,9±0,1	2,0±0,1	2,5±0,1	2,5±0,1
6	300	1,25±0,1	2,4±0,1	3,4±0,1	3,6±0,1	3,6±0,1
7	600	2,2±0,1	3,5±0,1	4,3±0,1	4,5±0,1	4,6±0,1
Доля погибших деревьев в древостое, %						
1	Контроль	0	0	0	0	0
2	7	0	12	12	12	12
3	30	0	0	0	12	12
4	150	0	0	0	0	0
5	225	0	0	0	57	57
6	300	0	0	43	43	43
7	600	0	25	75	75	75

На второй год наблюдений все деревья 4-й категории перешли в погибшие (5-я категория состояния), сформировав отпад.

На участке с 30 г/м² Zn на второй год наблюдений изменений в состоянии древостоя не произошло (древостой также изначально отличался относительно ослабленным состоянием), однако в дальнейшем, с 3-го года наблюдений, оно незначительно, в пределах ошибки измерений, ухудшилось на 0,1–0,2 балла (на 10%). Изменение состояния на протяжении периода наблюдений происходило, в основном, за счет снижения в составе древостоя доли здоровых деревьев и увеличения участия сильно ослабленных и, отчасти, усыхающих экземпляров IV класса Крафта. В последние два года наблюдений именно эти угнетенные деревья перешли в состав погибших (приложения В и Г).

В вариантах с нагрузками 150–300 г/м², древостои которых до эксперимента относились к вполне здоровым, наблюдалось более существенное ухудшение состояния на второй год наблюдений: при 150 г/м²–на 20%, в других

вариантах еще больше. Однако если при $150 \text{ г/м}^2 \text{ Zn}$ в дальнейшем индекс состояния не падал, то в трех более «жестких» вариантах эксперимента (225, 300 и 600 г/м^2) к концу периода наблюдений он снизился до 2,5 и даже 4,6 (600 г/м^2) баллов. В целом, при нагрузках 225–300– 600 г/м^2 индекс состояния древостоев понизился к году завершения эксперимента (2004 г.) в 2–2,9–3,4 раза соответственно (Таблица 14). Доля погибших деревьев (5-я категория состояния) к данному периоду достигла для указанных выше величин нагрузок 57, 43 и 75%.

Изучение влияние различных величин нагрузок цинка на изменение состояния деревьев сосны в зависимости от их положения в средневозрастных древостоях (распределения по классам Крафта) показало, как отмечено выше (приложение Г), что при низких нагрузках солей цинка, равных 7 г/м^2 и 30 г/м^2 , процесс усыхания захватывает, в основном, деревья подчиненной части древесного яруса (IV класса Крафта). Вместе с тем, при $30 \text{ г/м}^2 \text{ Zn}$ в процесс ослабления уже частично включались господствующие и согосподствующие деревья: к завершению наблюдений все деревья I класса Крафта (12,5%) перешли из категории «здоровые» в категорию «слабо ослабленные»; половина деревьев III класса Крафта снизила свое состояние на одну категорию.

При нагрузке цинка 150 г/м^2 в составе древостоя к концу эксперимента доленое участие здоровых деревьев I класса Крафта снизилось, по сравнению с контролем, почти на 17%; все согосподствующие деревья ухудшили состояние от «здоровых» до «слабо ослабленных».

Нагрузка $300 \text{ г/м}^2 \text{ Zn}$ в течение эксперимента вызвала усыхание всех деревьев I класса Крафта и 75% деревьев II класса Крафта (к сожалению оценка затруднена тем, что в насаждении изначально присутствовали деревья только указанных классов Крафта). При $600 \text{ г/м}^2 \text{ Zn}$ наблюдалось ухудшение состояния всех деревьев в древостое, при этом если деревья I класса Крафта снизили свое состояние на один балл, то деревья II и IV классов перешли в категорию «погибших» (приложение Г).

На основании наших данных можно сделать вывод, что при почвенном воздействии загрязнителя (цинка), приводимые рядом авторов заключения о первоочередном ухудшении состояния и увеличении отпада в верхней части древесного полога [82], образованного господствующими и согосподствующими деревьями высших классов Крафта, не имеют устойчивой закономерности.

Изучение динамики индекса состояния спелых древостоев сосны показало, что при их первом обследовании через 3 месяца после внесения солей цинка на поверхность почвы видимых изменений в состоянии не отмечалось. Через год после этого ухудшение состояния (повышение величины индекса) на 0,8–2,0 балла было зафиксировано лишь на участках с максимальной нагрузкой солей цинка 600 и 900 г/м² (Таблица 15). Выявленная закономерность сохранилась и в завершающий год наблюдений. Вероятно, сравнительно низкую чувствительность спелых древостоев к воздействию низких и средних по величине нагрузок цинка можно отчасти объяснить, как предполагалось некоторыми исследователями ранее [201], более высокой биомассой по сравнению с молодняками и средневозрастными сосняками. Кроме того, вполне возможно сказались неточности определения состояния деревьев сосны данной возрастной группы, вызванные затруднениями визуальной оценки морфологических признаков крон деревьев, в частности, продолжительности жизни хвои, густоты охвоения побегов [81].

Таблица 15.

Динамика индекса состояния спелых древостоев сосны при различных величинах нагрузок цинка

№ п/п	Вариант опыта	Индекс состояния (баллы) по годам наблюдений		
		2002 год 1-й год наблюдений	2003 год 2-й год наблюдений	2004 год 3-й год наблюдений
1	Контроль	1,2±0,1	1,2±0,1	1,2±0,1
2	7	1,2±0,1	1,2±0,1	1,2±0,1
3	150	1,2±0,1	1,2±0,1	1,2±0,1
4	225	1,1±0,1	1,2±0,1	1,2±0,1

№ п/п	Вариант опыта	Индекс состояния (баллы) по годам наблюдений		
		2002 год 1-й год наблюдений	2003 год 2-й год наблюдений	2004 год 3-й год наблюдений
5	300	1,3±0,1	1,3±0,1	1,3±0,1
6	600	1,4±0,1	2,0±0,1	2,0±0,1
7	900	1,4±0,1	3,2±0,1	3,2±0,1

По всей вероятности, данные причины объясняют большую инерцию отклика спелых сосняков на техногенные нагрузки по сравнению с молодняками и средневозрастными насаждениями (Рисунок 4.3). В тоже время, как в более молодых древостоях, фактически в первые год-два уже отмечалось существенное ухудшение состояния при нагрузках 225, 300 и 600 г/м², в спелых древостоях заметное ухудшение состояния наступает лишь с нагрузки в 900 г/м².

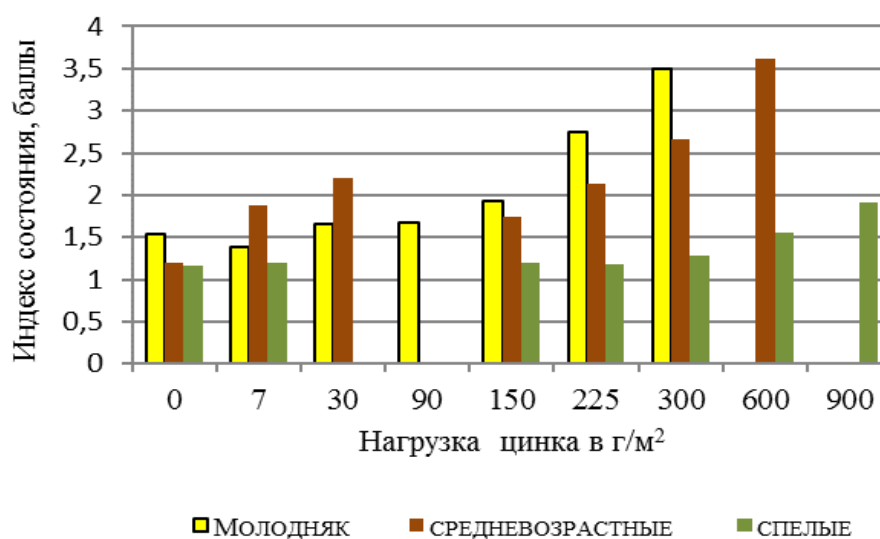


Рисунок 4.3. Сравнительная динамика состояния древостоев разного возраста при различных величинах нагрузок цинка

Приведенные в данном разделе результаты исследований и их обсуждение позволяют утверждать, что увеличение уровня техногенной нагрузки цинка приводит к ухудшению состояния древостоев (увеличению его среднего индекса состояния), которое выражается в пропорциональном изменении распределения в них деревьев по категориям состояния в

направлении повышения доли категорий разной степени ослабления, вплоть до усыхающих и погибших.

4.3. Изменение прироста древостоев сосны при воздействии различных нагрузок цинка (полевой эксперимент)

Линейный прирост является одним из наиболее информативных признаков, характеризующих реакцию деревьев на воздействие внешних факторов. Данный показатель нами использовался для оценки влияния различных нагрузок азотнокислого цинка на молодняки сосны.

Кроме использованных выше показателей оценки реакции молодняков сосны на загрязнение среды нами изучалось изменение линейного прироста деревьев под воздействием различных нагрузок цинка [148]. Прирост осевого побега ствола сосны измерялся нивелирной рейкой у каждого дерева на опытном участке.

Увеличение техногенной нагрузки приводило к снижению величины линейного прироста осевого побега сосны. При этом, на следующий год после внесения цинка достоверные различия с 5% уровнем значимости ($\alpha = 0,05$) наблюдалось в вариантах 5 (нагрузка 150 г/м²) и 7 (300 г/м²) (Таблица 16). В последующие годы достоверность различий опытных вариантов с контролем значительно варьировала, но во все годы наблюдений оставалась значимой для максимальных нагрузок цинка – 225 и 300 г/м². Характерно, что при наименьшей нагрузке цинка (7 г/м²) на второй и третий годы после его внесения наблюдалась тенденция к увеличению прироста побегов до значений, превышающих контрольный уровень, что, видимо, можно объяснить влиянием содержащегося в составе вносимой соли азота на рост деревьев. При более высоких нагрузках цинка, возможное положительное влияние азота на увеличение прироста побегов могло элиминироваться токсическим воздействием металла [148].

Изменение прироста по высоте у молодняков сосны

№ вар	Величина нагрузки цинка, г/м ²	Средний прирост осевого побега ствола по годам наблюдений, см			Среднее значение
		1-й год наблюдений	2-й год наблюдений	3-й год наблюдений	
1	Контроль	49 ± 2,1	68 ± 2,8	59 ± 1,9	58 ± 2,2
2	7	46 ± 2,1	69 ± 2,6	60 ± 1,8	58 ± 2,2
3	30	44 ± 1,7	68 ± 3,1	54 ± 1,7	55 ± 2,2
4	90	43 ± 2,3	64 ± 2,4	53 ± 1,9**	53 ± 2,2
5	150	39 ± 2,6**	62 ± 2,1	52 ± 2,3**	51 ± 2,3
6	225*	–	57 ± 1,5**	46 ± 1,6**	51 ± 1,6**
7	300	25 ± 2,8**	27 ± 4,8**	23 ± 3,1**	25 ± 3,6**

Примечание: * внесение соли цинка было осуществлено в летний период 1 года наблюдений; ** указаны значения, различия которых с контролем достоверны при уровне значимости $\alpha = 0,05$

Кроме линейного прироста, проводилось изучение *радиального прироста древостоев* на стационарном участке II в средневозрастных сосняках. При организации исследований, кроме обычно принятого изучения ширины годичных колец, мы исходили из тех соображений, что в условиях техногенного загрязнения важным показателем может служить структура годичного кольца древесины как компенсаторного фактора процессов роста. Так, по данным [21], естественное изменение сезонного роста дерева разграничивается на 3 этапа: 1) наибольший интенсивный рост (образование зоны ранних трахеид), 2) уменьшение прироста (зона переходных трахеид), 3) малый прирост в толщину (зона поздних трахеид). При этом, механизм, управляющий морфогенезом древесины, формирует [63] клетки ранней древесины у деревьев сосны в течение роста побега, при последующем прекращении терминального роста формируются узкие клетки поздней древесины. Обычно трахеиды ранней древесины имеют толщину оболочек 1.5–3 мкм, трахеиды поздней древесины – 3.5–4 мкм [74].

Данные дендроклиматологических исследований показывают [63], что на формирование камбиальной зоны и ширину кольца существенное влияние

оказывают условия начала вегетационного периода, а максимальная плотность определяется условиями второй половины сезона, когда дифференцируются клетки поздней древесины. Кроме того, формирование структуры годичного кольца может трансформироваться [21, 150] из-за дефолиации кроны, вызываемой как техногенными, так и биотическими причинами, в результате которой, в целях обеспечения выживания дерева, при меньшей ширине годичного кольца на следующий год формируется годичное кольцо с большей долей поздней древесины повышенной плотности [150].

В ряде работ показано [74, 128], что в районах сильного техногенного загрязнения обычно наблюдается снижение радиального прироста при увеличении доли поздней древесины в ее годичных слоях. В зоне техногенной нагрузки значительно сокращается период камбиальной активности, при этом в импактной зоне доля поздних трахеид в годичном кольце составляет 140–160%, в буферной – 100–115% [128].

По нашим данным (Таблица 17), полученным в ходе полевого эксперимента в средневозрастных древостоях, видно, что слой поздней древесины изменяется уже в первый же год после появления техногенной нагрузки на почву (более 90 г/м²). При этом доля поздней древесины существенно возрастает при нагрузке 225–300–600 г/м², составляя в первый год наблюдения соответственно 119–156–200%. В последующие 2 года двух–четырёх кратное повышение доли поздней древесины по сравнению с периодом до внесения цинка наблюдалось в вариантах 300–600 г/м². В остальных вариантах опыта превышение составляло 7–30% по сравнению с аналогичным периодом. То есть, такой показательный параметр, как доля поздней древесины в структуре годичного кольца, характеризует реакцию деревьев сосны обыкновенной на стрессовый фактор за счет перераспределения внутренних ресурсов и служит дополнительным средством оценки состояния древостоев при загрязнении почвы [150].

Формирование структуры годичного кольца древесины сосны при разных дозах
внесения цинка

Цинк г/м ²	Средний диаметр деревьев, см	До внесения цинка		После внесения цинка		
		Средняя ширина годичного кольца	Среднее ширина поздней древесины	Доля поздней древесины, в % относительно среднего содержания до внесения по годам		
				1-й год наблюдений	2-й год наблюдений	3-й год наблюдений
Контроль	20,3	2.2 мм– 100%	1.05 мм– 48%	74	86	81
7	21,8			77	62	86
30	23,1			60	51	45
150	20,6			60	23	64
225	23,1			119	48	38
300	20,5			156	147	95
600	24,3			200	133	133

В заключение, обобщая результаты исследований, следует отметить, что избыточное поступление цинка приводит к существенным изменениям физиолого-биохимических процессов в организме деревьев. В частности, наблюдаемая нами дехромация хвои сосны, может быть вызвана нарушением синтеза и фотодеструкции хлорофилла и каротиноидов, в том числе, в связи с частым снижением концентрации железа при повышенном содержании цинка в растениях [148, 175]. Сегодня известно, что при почвенном поступлении токсиканта в растение, которое смоделировано в нашем эксперименте, в наибольшей степени угнетается рост корней в длину и накопление их биомассы. Следовательно, в нашем полевом эксперименте ухудшение показателей прироста деревьев можно объяснить, с одной стороны, ухудшением их корневого питания вследствие нарушения роста и гибели корней от избыточных нагрузок цинка, а также последующим снижением продукционной способности хвои вследствие сокращения ее ассимилирующей биомассы из-за преждевременного опада, снижения площади продуцирующей поверхности и интенсивности фотосинтеза [80, 148, 175]. Этими же причинами можно объяснить и представленные выше данные об ухудшении состояния древостоев сосновых молодняков под воздействием различных нагрузок цинка, которые согласуются с многочисленными научными сведениями, полученными

преимущественно в процессе полевых наблюдений в зонах воздействия промышленных выбросов. При этом действие нагрузок до 90 г/м^2 , и отчасти 150 г/м^2 , можно отнести к так называемому хроническому типу повреждения, при котором в составе древостоя на протяжении всего периода наблюдений доминируют деревья 1-й (здоровые) и 2-й (слабо ослабленные) категорий состояния с появлением в отдельные годы незначительной доли сильно ослабленных деревьев 3-й категории состояния. Наблюдаемое изменение состояния древостоев на данных участках происходит, преимущественно, из-за увеличения удельного веса деревьев со 2-й категорией состояния, в которую в ходе эксперимента перераспределяются здоровые деревья [148]. Динамику состояния древостоев при более высоких нагрузках следует классифицировать как острую форму повреждения. Ей присуще не только визуальное нарушение состояния ассимиляционного аппарата, но и последовавшее за ним резкое ухудшение индекса состояния древостоев, причем, в первую очередь, за счет интенсивного образования древесного опада. То есть, результаты эксперимента подтверждают, что под влиянием больших нагрузок загрязнителя, как и в зонах сильного загрязнения вблизи промышленных предприятий [88], вследствие существенного увеличения в древостое количества деревьев с неустойчивым состоянием, возрастают темпы его усыхания и сокращается продолжительность жизни насаждения в целом [148].

Выводы по главе 4

1. Разработана методика оценки влияния загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами на состояние сосновых насаждений разных групп возраста с использованием статистического анализа корреляции между накоплением загрязнителей в снежном покрове и расстоянием к источнику выбросов, индексом состояния древостоев.

2. Невысокая теснота связи между индексами состояния древостоев и накоплением в снеге растворимых форм тяжелых металлов, а также незначимость коэффициентов корреляции этой связи для изученных

возрастных групп насаждений свидетельствует, что наблюдаемый уровень загрязнения лесов тяжелыми металлами оказывает несущественное влияние на состояние сосновых насаждений района исследований.

3. Впервые в контролируемом по уровню загрязнения полевым эксперименте получены данные о реакции сосновых насаждений на различные нагрузки цинка:

- избыток цинка привел к увеличению размеров хлороза хвои, что может быть обусловлено разрушением хлорофилла. В молодняках сосны спустя год после внесения $Zn(NO_3)_2$ хлороз хвои наблюдался при нагрузках 150–225–300 г/м² у 13%, 47% и 94% деревьев соответственно. Существенное уменьшение биометрических показателей хвоинок (длина и масса хвоинок) наблюдалось при нагрузках цинка 225 и 300 г/м²;

- в молодняках сосны спустя два года после внесения $Zn(NO_3)_2$ индекс состояния древостоя начал ухудшаться с нагрузки в дозе 30 г/м², снизившись при 90–150 г/м² до ИС=1,7 балла – слабая степень ослабления, при 225 и 300 г/м² – до ИС=3.45 и 4.0 балла – сильное ослабление, близкое к усыханию);

- при нагрузках 30–150 г/м² в молодняках через год после внесения цинка на почву начинает изменяться распределение деревьев по категориям состояния – на 20–35% возрастает количество деревьев 2-й категории состояния (слабое ослабление). На третий год число здоровых деревьев стабилизируется в пределах 5–8% во всех вариантах опыта, при 30–150 г/м² доля ослабленных деревьев (2-й категории) достигает 85–95%; при 225–300 г/м² древостой на 50–70% древостой состоит из усыхающих и сухих деревьев, т.е. древостой фактически распадается;

- состояние средневозрастных сосняков характеризуется снижением индекса состояния древостоев в 2–3,4 раза при нагрузках цинка 225–300–600 г/м²;

- ухудшение состояния спелых сосняков наблюдается на участках с нагрузкой цинка в 600 и 900 г/м² (на 0,8–2,0 балла);

– с возрастанием уровня техногенных нагрузок в составе древостоев отмечается ухудшение состояния и увеличение отпада в верхней части древесного полога, образованного господствующими и согосподствующими деревьями высших классов Крафта;

– в условиях загрязнения цинком на фоне сниженной камбиальной активности возрастает доля поздней древесины, достигая максимума при наибольших величинах нагрузок. Доля поздней древесины в структуре годичного кольца сосны может служить дополнительным индикатором для оценки состояния древостоев при загрязнении почвы.

ГЛАВА 5. ИЗМЕНЕНИЕ ПОДЧИНЕННЫХ ЯРУСОВ СОСНОВОГО ФИТОЦЕНОЗА ПОД ВЛИЯНИЕМ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЦИНКОМ

В предыдущей главе нами показана реакция древесного яруса при почвенном загрязнении среды цинком в условиях контролируемого по уровню воздействия полевого эксперимента. Именно с древостоем как эдификатором лесного сообщества, прежде всего, связаны структурные перестройки лесных экосистем, которые, в зависимости от интегрированного эффекта как естественных, так и антропогенных факторов, могут приводить к изменению внешнего вида экосистем и даже лесным эндогенным сукцессиям [20, 31, 162, 97, 82, 89, 212]. Вместе с тем, поступающие в атмосферный воздух загрязняющие вещества затрагивают и другие компоненты лесных экосистем, отражаясь на состоянии не только древостоя, но и подчиненных ярусов, имеющих важное значение для воспроизводства лесных насаждений (всходы лесных растений, подрост), выполнения ими средообразующих функций и сохранения биоразнообразия лесов (подлесок, травяно-кустарничковый ярус, напочвенный покров). При этом, по имеющимся сведениям, видовой состав травяно-кустарничкового яруса зачастую может раньше древостоя реагировать на уровень загрязнения почвы [49, 88, 152, 219] и, благодаря этому, очень часто использоваться в биоиндикационных оценках состояния экосистемы и, даже, качества окружающей природной среды [17, 65, 114]. Например, при хроническом воздействии (район наших исследований тоже относится к данному типу повреждения лесов), вызванном влиянием сравнительно низких, непостоянных концентраций сернисто-органических фитотоксикантов состава, перестройка структуры и существенное изменение видового состава коренных древостоев обычно не наблюдается, но происходит трансформация видов эпифитной лишенофлоры за счет выпадения наиболее чувствительных эпифитных макролишайников – *Pseudoevernia furfuracea* L., *Usnea hirta* L. [84]. Обогащение жидких и твердых атмосферных выпадений химическими загрязнителями приводит к повышению концентрации токсикантов в почве и

изменяет условия местопроизрастания составляющих фитоценоз видов растений. В условиях северной тайги одним из первых реагирует видовой состав мохово-лишайникового яруса за счет исчезновения *Cetraria islandica* L. и видов *Cladonia* Web. Проективное покрытие яруса снижается до отдельных небольших латок, а растения приобретают угнетенный вид. Со стволов сосны практически полностью исчезают эпифитные макролишайники [89, 186].

С прогрессирующим повреждением и ухудшением состояния эдификатора сообщества – древостоя, обычно усиливается диффузность древесного полога, что приводит к росту освещенности под ним и изменению световых условий нижерасположенных ярусов фитоценоза. В результате такого воздействия, при усилении его низовыми лесными пожарами, может наблюдаться формирование «остепненного» видового состава травяно-кустарничкового яруса из-за проникновения злаков, увеличения количества *Hypericum perforatum* L., *Artemisia* sp.L., *Achillea* sp.L. и других неспецифических видов [89].

Проведенный беглый анализ реакции подчиненных ярусов лесного сообщества на аэротехногенное воздействие подтверждает их особую значимость в условиях загрязнения. Для уточнения реакции растений таких ярусов на различные техногенные нагрузки металлов (как и выше, в экспериментальных целях использован цинк), нами проведены контролируемые эксперименты в полевых и лабораторных условиях в отношении семян и самосева сосны, травяного и напочвенного покрова сосняков.

5.1. Изменение состояния самосева сосны при различных уровнях загрязнения почв цинком (полевой эксперимент)

Одним из важнейших аспектов нашего эксперимента являлась оценка реакции самосева и подроста на воздействие солей цинка, так как сохранность молодого древостоя отражает важнейший этап в жизни леса – образование нового поколения.

Исследования проводились на стационарном опытном участке II в средневозрастных сосняках зеленомошниковых [152]. Учет состояния самосева и подроста сосны проводили по всем вариантам эксперимента (контроль, при внесении цинка на почву в нагрузке 7 г/м², 30, 90, 150, 225 и 300 г/м²) в двукратной повторности, по следующей шкале: 1 – без признаков ослабления; 2 – ослабленные; 3 – усыхающие; 4 – сухие (таблица 18).

В течение трехлетнего периода наблюдений сохранилась тенденция снижения количества всходов, самосева и подроста сосны по всем вариантам эксперимента, но особенно при нагрузке свыше 90 г/м² Zn (от сохранности 14,2% по отношению к периоду до начала эксперимента и до полной гибели) [152].

Так, в контрольном варианте сохранность самосева составляет 62,4%, в варианте с нагрузкой солями цинка на уровне ПДК – 7 г/м² сохранность самосева даже немного превышает контрольный вариант и составляет 81%, возможно, в данном случае, благоприятное воздействие в качестве минерального удобрения оказывает азотная составляющая используемой соли азотнокислого цинка Zn(NO₃)₂. В варианте с нагрузкой 30 г/м², количество самосева и подроста снижается с 230 шт. до 98 шт., таким образом сохранность самосева и подроста в данном варианте составляет 43%. При дальнейшем увеличении нагрузки до 150 г/м² наблюдается дальнейшее снижение сохранности самосева, составляя – 2,6%. При нагрузке 225 г/м² (Рисунок 5.1), сохранность самосева составляет – 3,9%, при максимальной нагрузке 300 г/м², сохраненного самосева и подроста нет, появляются лишь единичные всходы на третий год после внесения Zn(NO₃)₂, возможно, что верхние горизонты почвы уже менее токсичны, в связи с вымыванием значительной части действующего вещества (Рисунок 5.2) [152].

Вместе с тем, отмечается появление значительного количества всходов сосны на 3–й год проведения опыта на контроле при внесении солей цинка с нагрузкой 7 и 30 г/м²; при нагрузке солями Zn свыше 90 г/м² количество

всходов к третьему году наблюдений резко уменьшается из-за токсичности субстрата, составляя 23,5–3,5% от контроля [147, 149, 152].



Рисунок 5.1. Повреждаемость самосева сосны при нагрузке цинка 225 г/м^2

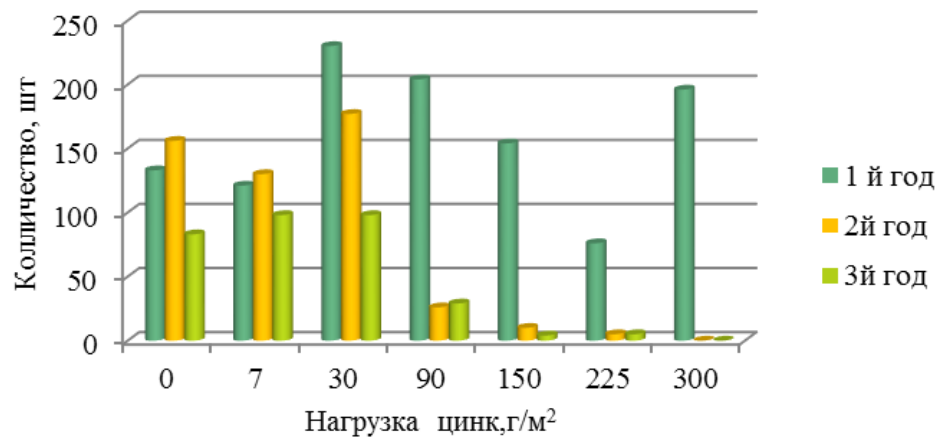


Рисунок 5.2. Изменение количества самосева и подроста в средневозрастных сосняках в зависимости от нагрузки Zn

Состояние самосева и подроста сосны при разной нагрузке внесения цинка
в почву

Цинк, г/м ²	Год учета	Количество всходов, шт.	Количество самосева и подроста по градациям высот, шт					Сохранность, самосева и подроста, %
			6–10 см	10–20 см	20–30 см	Свыше 30 см	Всего, шт	
Контроль	1–й год	95	34	60	39	0	133	62,4
	2–й год	97	28	64	44	20	156	
	3–й год	199	9	12	47	15	83	
	Среднее	130	24	45	43	12	124	
7	1–й год	76	20	37	42	22	121	81,0
	2–й год	79	34	40	35	21	130	
	3–й год	203	21	29	26	22	98	
	Среднее	119	25	35	34	22	116	
30	1–й год	134	83	124	23	0	230	43,0
	2–й год	60	54	86	36	1	177	
	3–й год	193	20	27	40	11	98	
	Среднее	129	52	79	33	4	168	
90	1–й год	92	32	70	29	13	204	14,2
	2–й год	22	17	12	4	3	26	
	3–й год	47	7	14	5	3	29	
	Среднее	54	19	32	13	6	86	
150	1–й год	74	52	54	43	5	154	2,6
	2–й год	11	4	1	0	5	10	
	3–й год	33	1	2	1	0	4	
	Среднее	39	19	19	15	3	56	
225	1–й год	66	32	26	15	3	76	3,9
	2–й год	5	0	2	0	0	2	
	3–й год	15	0	3	0	0	3	
	Среднее	29	11	10	5	1	27	
300	1–й год	60	50	88	38	0	196	0
	2–й год	0	0	0	0	0	0	
	3–й год	7	–	–	–	–	–	
	Среднее	22	17	29	13	0	65	

Практически необратимые изменения в состоянии естественного возобновления сосны возникают при нагрузке внесения цинка 90 г/м² и более [152].

5.2. Всхожесть семян сосны при различных уровнях загрязнения почвы цинком (лабораторный эксперимент)

Данные о влиянии загрязнения почвы тяжелыми металлами на всхожесть семян древесных пород относительно немногочисленны. Больше работ посвящено сельскохозяйственным растениям, в том числе направленным на установление механизма воздействия избытка металлов в почве. Например, изучение прорастания семян пшеницы [15] показало, что в околокорневом растворе происходит выход электролита из корней проростков, что влияет на увеличение проницаемости мембран корней проростков и снижение индексов их устойчивости (отношение прироста корней в растворе с металлом к приросту корней на контроле). При этом цинк легко передвигался в надземную часть проростков: содержание элемента по сравнению с контролем было выше в 3,5 раза и в 1,5 раза для надземной части и корней соответственно. То есть, избыточное содержание металлов в почве, как правило, отрицательно сказывается на прорастании семян и развитии проростков растений [15, 152].

В целях уточнения степени влияния условий среды на прорастание семян сосны обыкновенной нами было проведено исследование их всхожести в лабораторных условиях при конкретных уровнях загрязнения цинком. Для этого в сосуды с почвой вносился азотнокислый цинк $Zn(NO_3)_2$ в виде водного раствора с содержанием токсического вещества согласно вариантам опыта. Семена сосны, взятые из одной партии, высевались на поверхность почвы. Семена и всходы поливались дистиллированной водой в объеме, обеспечивающем полную влагоемкость почвы на протяжении всего периода опыта. Объем раствора рассчитывался с учетом полной влагоемкости почвы [152, 170]. Взошедшими считались семена с длиной корешка не менее длины семени (фаза «ключика»).

Результаты лабораторного опыта показывают (Таблица 19, Рисунок 5.3), что загрязнение почвы цинком влияет на энергию прорастания семян сосны и количество их всходов. Даже минимальные нагрузки цинка вызывали снижение

количества всходов по сравнению с контролем. При этом, если в течение первых десяти дней опыта наблюдаемая энергия прорастания семян при 7 г/м^2 была несколько выше, чем при 3 г/м^2 , то к его завершению ситуация изменилась на противоположную.

Таблица 19.

Всхожесть семян сосны в вариантах лабораторного опыта при различных нагрузках цинка

Варианты опыта	Дни наблюдений					
	5й день	8й день	10й день	13й день	15й день	20й день
контроль	0,0	6,5	18,0	60,0	61,5	65,5
$3,5 \text{ г/м}^2$	0	2	10,5	51	56	63
7 г/м^2	0	4,5	18,5	50	54	57
30 г/м^2	0	0,5	5	34,5	41	45
90 г/м^2	0	0	4,5	41	48	45,5
150 г/м^2	0	0	2,5	43	47	47
300 г/м^2	0	0	0	1	4,5	7,5
600 г/м^2	0	0	0	0	0	0

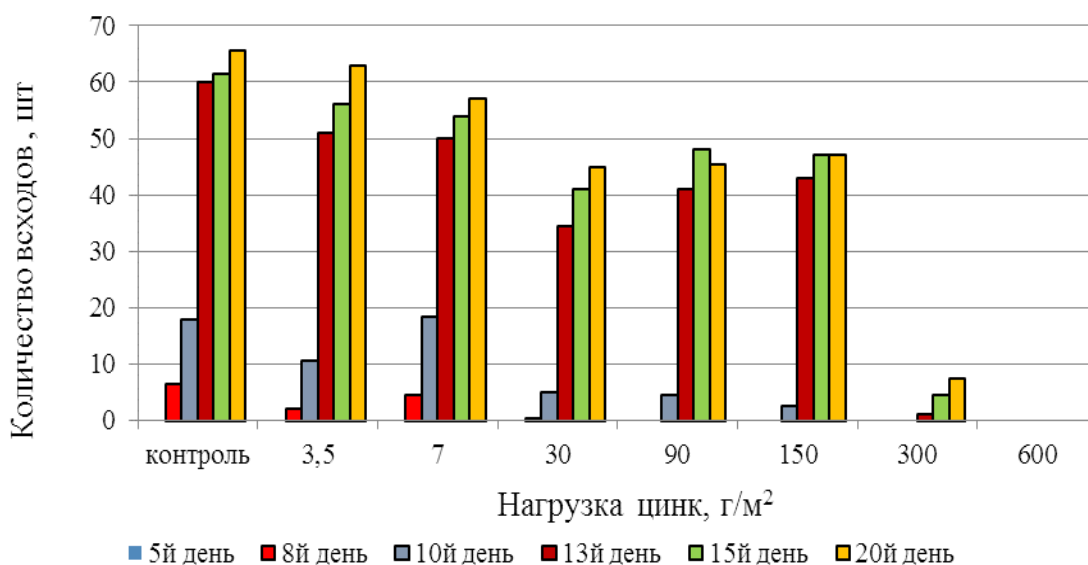


Рисунок 5.3. Динамика всхожести семян сосны при различных уровнях загрязнения почвы цинком

Остальные величины нагрузок цинка (30 , 90 , 150 , 300 и 600 г/м^2) однозначно приводили к значительному снижению всхожести семян или полной ее элиминации (600 г/м^2 цинка) во все сроки наблюдений в течение

опыта. В его первой половине при нагрузках цинка 90 г/м^2 и более взошедших семян не отмечалось вовсе; при нагрузке в 30 г/м^2 фиксировались только единичные всходы.

По данным на 20-й день опыта количество взошедших семян закономерно снижается с увеличением загрязнения почвы цинком: от 100% на контроле до 11% при нагрузке 300 г/м^2 и 0% – при 600 г/м^2 . Если учесть 10% точность опыта, то отклонения от контроля, вызванные нагрузкой $3,5 \text{ г/м}^2$, можно признать несущественными [152].

5.3. Реакция напочвенного покрова средневозрастных и спелых сосняков на различные нагрузки цинка (полевой эксперимент)

Полевой эксперимент по изучению реакции напочвенного покрова проводился на стационарных участках II и III, для чего для каждого варианта по диагоналям участка закладывали 5 площадок размером $1 \times 1 \text{ м}$, на которых подсчитывали число экземпляров травянистых растений и проективное покрытие мхов, формировали гербарий, фиксировали состояние растений, фазу их развития. Детальное определение видов проводили в лаборатории. Составлялись списки видов с указанием изменения цвета растений, появления и величины некрозов, степени угнетенности, усыхания побегов и другие признаки ослабления растений.

При оценке состояния травяно-кустарничкового яруса учитывали научные рекомендации [8, 77, 187, 189], в которых отмечается необходимость первоочередной регистрации изменения флористического состава растительных сообществ. При этом следует принимать во внимание, что в условиях загрязнения среды обычно наблюдается изменение видового разнообразия как за счет выпадения чувствительных видов и усиленного развития более толерантных, так и внедрения в сообщество видов, ранее для него не характерных, но оказавшихся хорошо приспособленными к новым условиям.

В целях интегральной оценки состояния растительных сообществ нами использовался показатель видового разнообразия (α – разнообразие), характеризуемый числом видов на единицу площади (видовая насыщенность). Данный показатель определяли с помощью учетных площадок размером 1×1 м, заложенных по диагоналям пробных площадей. Применение такого подхода обеспечивало возможность количественно описать биоразнообразие в величинах, которые можно сравнивать между собой и оценивать реакцию экологических систем на изменение факторов окружающей среды [51, 193].

Изучение напочвенного покрова в *средневозрастных сосняках* при различных уровнях внесения солей цинка показывает, что в условиях контроля (вариант 1) в составе травянисто-кустарничкового яруса на протяжении периода наблюдений имелось 15–16 видов растений, из них 13–14 видов трав и 2 вида кустарничков (Таблица 20). В травяном ярусе доминировали злаковые (4–5 видов) – *Nardus strikta* L., *Agropyron repens* L., а также представитель ситниковых *Luzula pilosa* L.; на протяжении всего периода наблюдений их количество оставалось практически неизменным, а некоторые злаки *Agrostis tenuis* Sibth., *Caiamagrostis epigeios* L. – незначительно увеличили свое количество. На исследуемом участке произрастают также *Melampyrum pratense* L., *Cerastium triviale* L., *Veronica officinalis* L., *Chimaphila umbellata* L., *Rumex acetosella* L., *Dryopteris filix-mas* L., численность которых более умеренна (от 1 до 3 шт.). Полукустарнички *Vaccinium myrtillus* L. и *Vaccinium vitis – idaea* L. так же сохраняют свою численность на протяжении всего периода наблюдений.

Во 2-м варианте опыта (нагрузка 7 г/м^2) количество произрастающих видов составляло около 12 шт., доминирующими являлись так же злаки, представленные видами: *Nardus strikta* L., *Agrostis tenuis* Sibth., и *Caiamagrostis epigeios* L. Roth. Уже на следующий год после внесения соли цинка общее количество видов снижалось на 1–3 единицы. Неизменным осталось количество злаковых растений, а также таких видов как *Melampyrum pratense* L., *Luzula pilosa* L. *Rumex acetosella* L., *Veronica officinalis* L., *Carex digitata* L., *Alopecurus geniculatus* L., *Trifolium pratense* L., *Glechoma hederacea* L.

Таблица 20.

Изменение флористического состава травянистого яруса и проективного покрытия почвы мхами в средневозрастных сосняках при различных нагрузках азотнокислого цинка

Травяно-кустарничковый ярус	Годы наблюдения	Цинк, г/м ²						
		Контроль	7	30	90	150	225	300
Травянистый ярус, шт/м ²	до внесения	13	11	10	8	12	7	11
	1-й год	13	11	10	5	4	2	3
	2-й год	14	11	8	2	2	1	1
в том числе злаки, шт/м ²	до внесения	4	4	4	4	4	3	3
	1-й год	4	4	4	3	2	1	2
	2-й год	5	4	3	1	1	1	–
% выпавших видов		–	–	20	75	83	87	100
Кустарничковый ярус, шт/м ²	до внесения	2	–	3	1	1	1	1
	1-й год	2	–	3	1	–	–	–
	2-й год	2	–	3	–	–	–	–
Моховой ярус, % проективного покрытия	до внесения	100	100	100	100	100	100	90
	1-й год	100	98	92	85	80	71	52
	2-й год	100	98	90	82	56	43	30
% повреждения (пожелтения) мохового яруса	до внесения	–	–	–	–	–	–	–
	1-й год	–	15	25	72	93	97	100
	2-й год	–	15	25	75	98	98	100
Эпигейные лишайники		отсутствуют						

На участке с внесением цинка 30 г/м² (вариант 3) видовое разнообразие было представлено 12 видами растений с доминированием *Agrostis tenuis* Sibth., *Melampyrum pratense* L. и *Agropyron repens* L. Количество *Melampyrum pratense* L. резко снижалось с 10 до 1 шт. уже на второй год наблюдений, меньше (на 1–2 шт.) снизилось число растений *Agrostis tenuis* Sibth. и *Agropyron repens* L. Произрастающие на участке *Galium mollugo* L., *Rumex acetosella* L., *Carex digitata* L., *Alopecurus geniculatus* L. и *Glechoma hederacea* L. сохраняли свою численность неизменной весь период наблюдений. На 1–2 единицы снизилось

участие полукустарничков *Vaccinium myrtillus L.* и *Rubus saxatilis L.* Представленная в одном экземпляре *Vaccinium vitis – idaea L.*, сохранилась до завершения учетов.

В 4-м варианте опыта (150 г/м²) видовое разнообразие было представлено только 7 видами растений. Доминирующие виды: *Nardus strikta L.*, *Melampyrum pratense L.* и *Luzula pilosa L.* Количество других видов растений в данном сообществе малочисленно, среди них: *Agrostis tenuis Sibth.*, *Trifolium pratense L.*, *Rumex acetosella L.*, *Agropyron repens L.* На второй год наблюдения *Trifolium pratense L.* и *Rumex acetosella L.* полностью выпали из ценоза. Значительно снизилось количество марьяника лугового (с 23 до 1 шт.), а число злаков – *Nardus strikta L.* и *Luzula pilosa L.* – на 7 и 14 шт. соответственно; *Agros tistenuis Sibth.* – с 3 до 1 шт. Численность *Agropyron repens L.* сохранилась на неизменном уровне в течение всего периода наблюдения. Снизилось также (с 6 до 4 шт.) число растений *Vaccinium myrtillus L.* Примечательно, что на фоне снижения численности произрастающего на участке опыта самосева сосны *Pinus sylvestris L.*, единичные всходы (самосев) *Betula pendula Roth* и *Sorbus aucuparia L.* сохранились на протяжении всего периода наблюдений.

На опытном участке с нагрузкой 300 г/м² (вариант 5) было учтено 8 видов растений и один вид полукустарничка – *Vaccinium myrtillus L.* Доминирующую площадь занимал *Nardus strikta L.*, который полностью погиб к завершению опыта. Аналогичная динамика характерна также для *Agros tistenuis Sibth.*, *Vaccinium myrtillus L.*, *Carex digitata L.*, *Viola canina L.*, *Rumex acetosella L.*, *Anthoxanthum odoratum L.* и *Vaccinium myrtillus L.* Сохранили свое количество в течение всего периода наблюдений эпизодически встречающиеся виды (1–2 шт. на опытный участок): *Melampyrum pratense L.* и *Cerastium holosteoides Freis.*

В начале опыта на участке 6-го варианта (600 г/м²) видовое разнообразие было представлено 10 видами травянистых растений и одним видом полукустарничков – *Vaccinium myrtillus L.* В ходе эксперимента численность доминирующего вида *Nardus strikta L.* и *Agros tistenuis Sibth* снизилась вдвое. *Melampyrum pratense L.*, *Fragaria vesca L.*, *Luzula pilosa L.*, *Rumex acetosella L.*,

Anthoxanthum odoratum L., *Veronica officinalis* L., *Cerastium holosteoides* Freis., *Glechoma hederacea* L., *Vaccinium myrtillus* L., а также самосев *Betula pendula* Roth. и самосев сосны обыкновенной *Pinus sylvestris* L. полностью погибли и не восстанавливались в течение всего периода наблюдений (Рисунок 5.4, Рисунок 5.5).



Рисунок 5.4. Реакция напочвенного покрова средневозрастных сосняков на внесение соли азотнокислого цинка при нагрузке 600 г/м²

Таким образом, можно отметить, что злаки, по сравнению с другими группами травянистых растений, отличались повышенной устойчивостью к загрязнению почвы солями цинка (более ошутимое изменение числа экземпляров злаков фиксировалось при нагрузке 300 г/м² и более). Из полукустарничков наиболее чувствительной оказалась *Vaccinium myrtillus* L., которая полностью исчезает из ценоза примерно при тех же нагрузках, что и

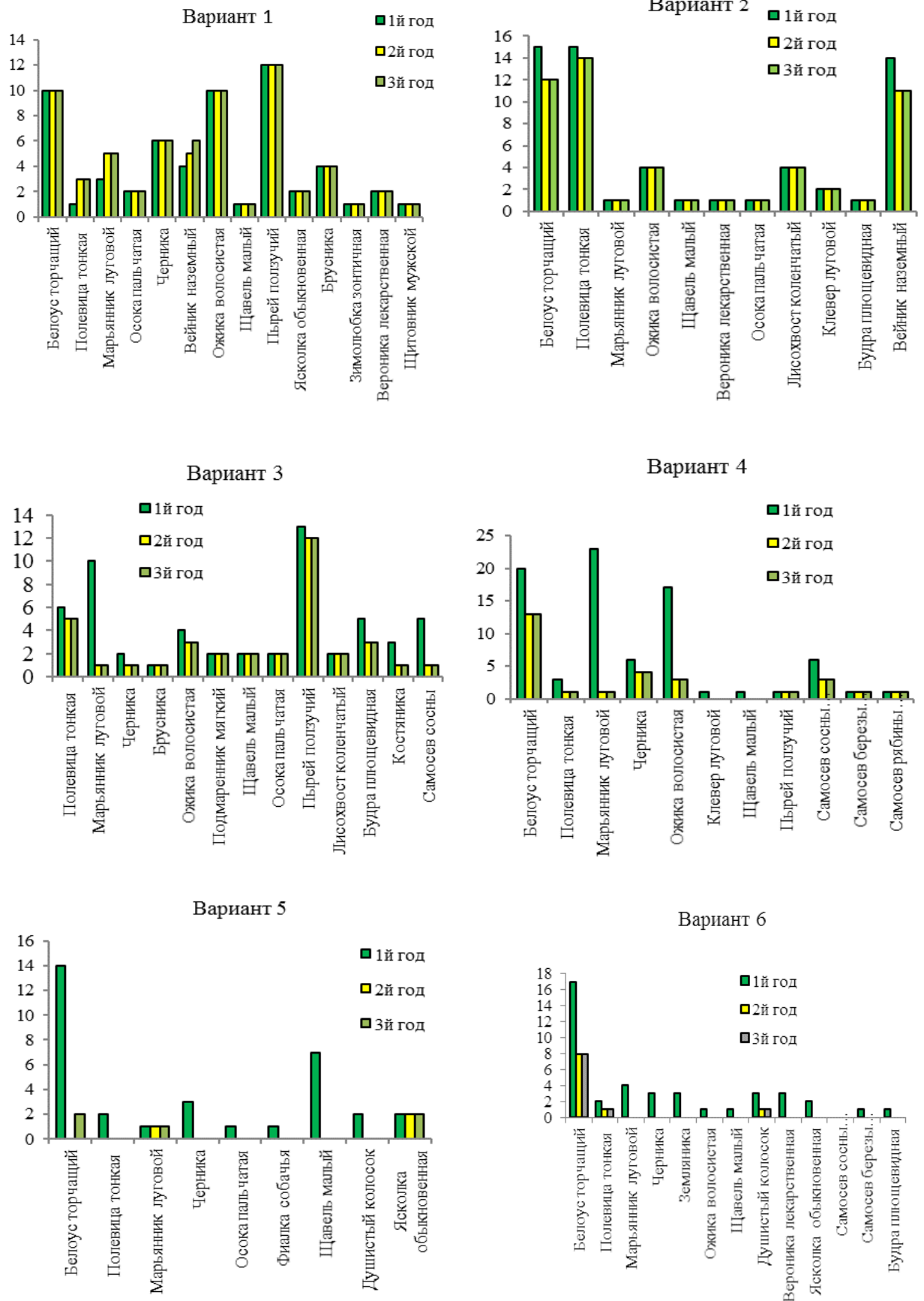


Рисунок 5.5. Динамика количества видов травянистой растительности в средневозрастных сосняках зеленомошниковых, ШТ.

злаковые растения. Для *Vaccinium vitis-idaea* L. и *Rubus saxatilis* L. такая реакция не свойственна, хотя данный вывод недостаточно надежный из-за эпизодической встречаемости этих видов на учетных площадках.

Моховой ярус, представленный *Polytrichum commune* Hedw., *Pleurozium Schreberi* Brid.Mitt, *Hypnum cupressarium* Hedw., *Dicranum scoparium* Hedw., также оказался достаточно чувствительным к загрязнению цинком. Изменение площади проективного покрытия происходило пропорционально повышению уровня загрязнения почвы цинком. Так, площадь проективного покрытия в контрольном варианте опыта и в варианте 7 г/м² (ПДК) оставалась неизменной на протяжении 3-х лет наблюдения и составляла 90% и 80% соответственно. При нагрузке 30 г/м² наблюдалось постепенное снижение площади проективного покрытия на опытных площадках; до внесения токсичного вещества данный показатель составлял 80%, через год после внесения цинка, вследствие дехромации и отмирания мохового покрова, площадь его покрытия снижалась до 60%, сохраняясь на таком же уровне до конца наблюдений. В вариантах опыта при 90 и 150 г/м² процент проективного

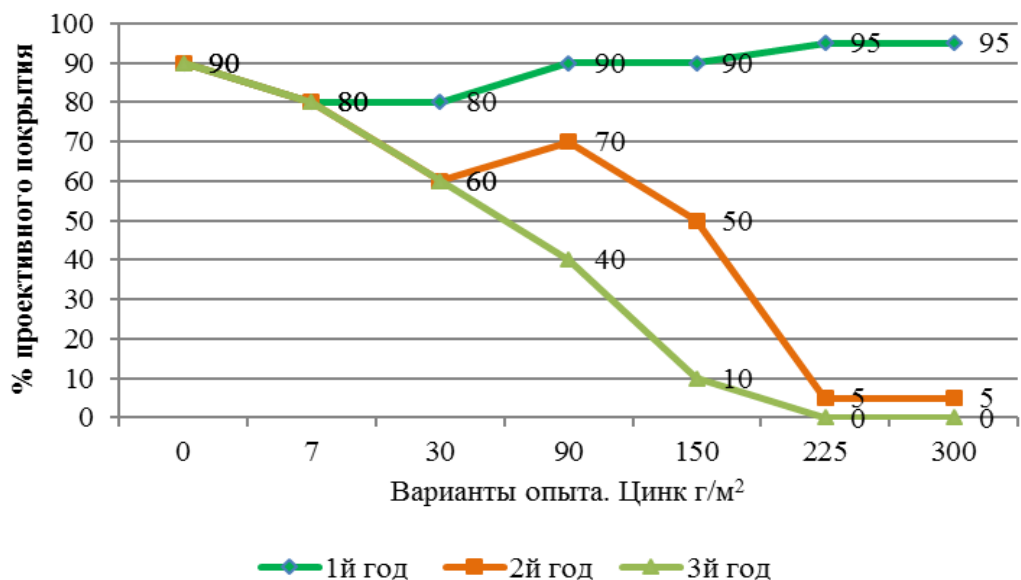


Рисунок 5.6. Динамика проективного покрытия мхов в средневозрастных сосняках зеленомошниковых по годам наблюдения

покрытия в ходе эксперимента снижался до 40 и 10% соответственно. В случаях с высокими дозами действующего вещества (225 г/м² и 300 г/м²) на второй год

наблюдений показатель проективного покрытия составлял лишь 5%; в течение третьего года покров из зеленых мхов отмирал полностью (Рисунок 5.6.). По итогам эксперимента можно сделать вывод, что нагрузка цинка в 30 г/м² уже оказывает отрицательное влияние на вегетацию и развитие мохового покрова сосновых фитоценозов.

Выводы по главе 5

1. Результаты полевого эксперимента показывают, что в течение трехлетнего периода наблюдений практически необратимые изменения в состоянии естественного возобновления сосны (всходы, самосев, подрост) возникают при нагрузке внесения цинка 90 г/м² и более.

2. Загрязнение почвы цинком отрицательно влияет на энергию прорастания семян сосны и количество их всходов. По данным на 20-й день лабораторного опыта количество взошедших семян закономерно снижается с увеличением загрязнения почвы цинком: от 100% на контроле до 11% при нагрузке 300 г/м² и до 0% – при 600 г/м².

3. Изменение под воздействием внесенных солей цинка флористического состава травяно-кустарничкового и мохового ярусов растительности сосняков зеленомошниковых проявляется в уменьшении числа видов в травяном покрове. Наибольшую устойчивость к данному загрязнению проявляют большинство злаковых растений. Нагрузка более 300г/м² приводит к полному исчезновению из состава биоценозов черники. Реакция мохового яруса на внесение цинка проявляется в дехромации, отмирании мхов и снижении их проективного покрытия.

4. Компоненты подпологовых ярусов и отдельных видов растений изученных сосновых фитоценозов по чувствительности к воздействию нагрузок цинка составляют следующий ряд: всходы сосны (7 г/м²) >моховой ярус (30 г/м²) > злаки (30–90 г/м²) > самосев, молодой подрост (90 г/м²) >черника (300 г/м²).

ГЛАВА 6. ОБОСНОВАНИЕ ДОПУСТИМОГО УРОВНЯ ВЫПАДЕНИЙ ЦИНКА ДЛЯ СОСНОВЫХ ЭКОСИСТЕМ

6.1. Обзор существующих подходов к нормированию техногенного воздействия на леса

Сокращение объемов фитотоксичных веществ является важнейшим условием обеспечения жизнедеятельности и сохранения лесов в зонах воздействия промышленных выбросов. Поскольку современные технологии не позволяют достичь их полной очистки от таких примесей, то в целях предотвращения нарушений состояния лесных организмов и деградации фитоценозов становится логичным устанавливать допустимое загрязнение природной среды и содержания фитотоксикантов в компонентах лесных экосистем. Согласно сложившимся представлениям, данный вид деятельности оформился как нормирование в области окружающей природной среды, которое предусматривает установление двух видов нормативов: качества окружающей среды и допустимого воздействия на окружающую среду различных видов хозяйственной и иной деятельности [185].

Следует отметить, что в нормировании техногенного воздействия доминирующим остается, так называемый санитарно-гигиенический подход, ориентированный на ограничение выбросов загрязняющих веществ с точки зрения опасности для организма человека. На практике используется широкий спектр нормативов предельно допустимых концентраций (ПДК), устанавливающих допустимое содержание элементов (и/или их соединений) в атмосферном воздухе, почве, природных водах. В основу их определения положена динамика зависимости «доза – реакция», в которой последний элемент определяется по высокочувствительным биологическим параметрам организма, получаемым в процессе лабораторных экспериментов с последующей корректировкой на возможное изменение условий окружающей среды [90, 91].

Применительно к лесным экосистемам, преимущественно на основе данного подхода, к настоящему времени разработаны научно-методологические принципы, методы и технологии нормирования воздействия техногенного загрязнения, которые частично нашли отражение в нормативной базе, регулирующей воздействие загрязнителей на леса. Для лесов наиболее полно вопросы нормирования отработаны по допустимому содержанию загрязняющих фитотоксичных веществ в атмосферном воздухе и почве [32, 52, 82, 110, 114, 123, 179].

Вместе с тем, использование приемов санитарно-гигиенического подхода при нормировании воздействия техногенного загрязнения на леса не всегда позволяет получать корректные значения допустимого загрязнения природных сред и компонентов лесных экосистем. В частности, определение порогов допустимого воздействия газовых фитотоксикантов в лабораторных экспериментах, проводимых на сеянцах/саженцах древесных пород небольшого возраста, затрудняет трактовку полученных результатов для деревьев старшего возраста и лесных насаждений в целом, произрастающих в условиях естественной среды. Неопределенности связаны также с использованием санитарно-гигиенической методологии в части осреднения максимально разовых ПДК, что не отвечает закономерностям реакции растительности на загрязнение [82, 83, 91].

Близкие оценки высказываются и в отношении нормативов загрязнения почв (в том числе и тяжелыми металлами), применение которых к растениям и, особенно, к лесным растениям и насаждениям, неприменимо полностью или применимо с ограничениями. Действующее нормирование, учитывающее особенности воздействия на организм человека и способы переноса (обмена) между средами (транслокационный, миграционный, токсикологический, санитарный и др. показатели вредности), в достаточной мере не отражает характер воздействия загрязнителей на древесные растения и, тем более, лесные экосистемы [32, 148]. В нем не принимаются во внимание экологические особенности типов лесных насаждений, почв и их физико-

химические свойства, которые могут существенно влиять на фитотоксичный эффект загрязнителей. По мнению Обухова и др. [110], разработанные в России ПДК тяжелых металлов для почв, используемых в сельскохозяйственных целях (мг/кг: кадмия – 5, никеля – 50, кобальта – 50), не являются универсальными для разных типов и разновидностей почв, а также не учитывают конкретную почвенно-экологическую обстановку (например, величина рН среды, емкость катионного обмена, содержание органического вещества, условия выращивания растений – освещенность, температура и влажность).

До настоящего времени отсутствует единое мнение в отношении нормирования по формам содержания загрязнителей в почвах. Например, нормативы загрязнения по валовому содержанию тяжелых металлов в почве ряд исследователей рассматривает как ориентировочный показатель. К недостаткам нормирования по подвижным формам ТМ следует отнести то обстоятельство, что их количество в течение вегетационного сезона может сильно варьировать в зависимости от микробиологической активности почв, изменения окислительно-восстановительных условий, влажности и др. факторов [123].

В сложившейся практике нормирования [99, 123, 142] исследования проводятся в лабораторных условиях на каком-то одном типе почвы, как правило, дерново-подзолистой, а затем получаемый норматив ПДК механически переносится, несмотря на большое разнообразие и существенные физико-химические различия почв, на весь почвенный покров страны. При этом, конечно, не принимаются во внимание адаптационные процессы растений, популяционные и биоценотические взаимодействия между ними, а также взаимодействие в системе «почва – растения». Эти обстоятельства являются одной из основных причин ограниченного применения существующих ПДК в практической деятельности территориальных природоохранных служб, расположенных в различных почвенно-климатических регионах страны. Зачастую величины ПДК ряда химических элементов сопоставимы со средним фоновым содержанием для таких почв, как

серые лесные, черноземы, каштановые, имеющими более тяжелый гранулометрический состав, более высокие значения рН и содержание гумуса по сравнению с почвой, для которой были разработаны ПДК. То есть, почвы фоновых территорий заведомо попадают в разряд загрязненных, не являясь таковыми.

В ряде зарубежных стран (Болгария, Словакия) при нормировании используется дифференциация почв по их физико-химическим свойствам, в частности, величине кислотности – значения ПДК тяжелых металлов, фтора и мышьяка для кислых и карбонатных почв различаются в 3–5 раз. В США при регламентации поступления ТМ в почву учитывают ее поглонительную способность, которая, как известно, зависит от гранулометрического состава почвы, величины рН, содержания органического вещества и оксидов [14]. Очевидно, что нормирование техногенного воздействия должно учитывать особенности природных лесных экосистем, выстроенных на принципах зонально–типологической основы, нашедшей признание в лесных научных исследованиях и лесохозяйственной практике [125, 132].

В целях преодоления отмеченных недостатков нормирования техногенного воздействия на леса были предложены новые подходы, названные экологическими, ориентированные на перенос научного обоснования нормативов допустимого загрязнения из лабораторных экспериментов в условия естественной лесной среды [32]. Ранее в зарубежной практике можно увидеть нормирование по «критическим уровням», которое, принимая во внимание особенности реакции растительных организмов на техногенное воздействие, предусматривает определение допустимого загрязнения атмосферного воздуха с осреднением за год или вегетационный период [203]. Для оценки уровня выпадений кислотообразующих соединений азота и серы используется концепция критических нагрузок, которые характеризуют интенсивность техногенных выпадений в естественных условиях среды на единицу площади (кг/га, т/ км²) [114]. В этих же целях предлагается использовать [81] идеологию суммарного показателя загрязнения Z_c , предложенного для решения санитарно-гигиенических

задач и оценок [155], а также дозовых нагрузок отдельных загрязнителей и их смесей [91].

Одним из методических приемов достижения целей экологического нормирования является проведение исследований на полевых объектах (пробных площадях) с разными уровнями загрязнения с определением критической точки, соответствующей нормативу состояния фитоценоза и величине допустимого воздействия, на основе зависимости «доза – эффект» между показателями загрязнения и параметрами состояния фитоценоза (деревьев, растений, отдельных частей их организма) [32, 82, 174, 186]. При этом в качестве показателя, характеризующего воздействие загрязняющих веществ, в нашем исследовании, в соответствии с концепцией критических нагрузок, выбрано выпадение фитотоксичных веществ в лесные насаждения, выраженное в кг/га или т/км² (техногенная нагрузка). Получение таких нормативов позволяет оценивать потенциальную реакцию лесов уже на уровне проектирования промышленных объектов.

Ниже, с использованием экологических подходов к нормированию, приводятся результаты обоснования допустимого уровня выпадений цинка для сосновых экосистем на примере молодняков.

6.2. Обоснование допустимого уровня выпадений цинка для сосновых экосистем

Для обоснования допустимого уровня выпадений цинка на древостои сосны использовались результаты исследований, полученные при изучении влияния различных нагрузок элемента (г/м²) на показатели состояния молодняков сосны. Выбор молодняков для данных целей определен в связи с наиболее полным объемом выполненных исследований, что позволило сформировать ряды наблюдений, статистическая обработка которых обеспечивает необходимый уровень значимости результатов.

Кроме того, использовались представленные в предыдущих главах диссертации результаты влияния цинка на всхожесть семян, на состояние всходов, самосева и подроста в средневозрастных насаждениях, а также состояние травянистого и мохового покрова в спелых сосняках зеленомошниковых.

В качестве параметров состояния экосистем при определении зависимости «доза–эффект» использовались такие показатели как индекс состояния, отпад деревьев, средний прирост по высоте, длина и дехромация хвои, всхожесть семян сосны, количество и сохранность всходов и самосева сосны под пологом средневозрастных древостоев, доля выпавших видов и процент пожелтения мохового яруса при оценке травяного и напочвенного покрова. Использование такого набора показателей – индикаторов состояния позволяет нам достаточно полно характеризовать реакцию сосновых экосистем на воздействие нагрузок цинка.

Для вычисления регрессионных зависимостей использовали данные по указанным выше показателям, полученным в ходе полевых экспериментов за весь период наблюдений [148]. При статистической обработке парных связей зависимости «доза–эффект» было испытано около 50 регрессионных уравнений линейной, параболической, гиперболической, логарифмической связи. Из всего набора изученных уравнений, используя значения показателей их оценки (R – множественный коэффициент корреляции, $R^2_{\text{множ.}}$ – множественный коэффициент детерминации, критерий F – критерий Фишера), были отобраны наиболее оптимальные уравнения, наиболее корректно отражающие изучаемые взаимосвязи (Таблица 21). Как видно из таблицы 21, мы остановились на параболических и показательных уравнениях регрессии, имеющих наиболее высокие значения коэффициентов детерминации (от 0,61 до 0,97) и достоверные, при заданном числе степеней свободы, значения критерия Фишера ($F_{\text{факт.}} > F_{\text{табл.}}$) [68, 112].

Регрессионные зависимости между уровнем внесенной нагрузки цинка и диагностическими показателями состояния насаждений сосны

Показатели состояния древостоя	Уравнения	R	R ² _{множ.}	критерий F _{факт} /F _{табл.} при α = 0,05 (число степеней свободы)
Показатели древостоя				
Дехромация хвои, %	$y = 22,31 + 1,33x + 0,014x^2$	0,95	0,91	625,2/19,5 (2, 128)
Длина хвои, мм	$y = -199,50 + 0,96x + \frac{15150,92}{x} - \frac{98,93}{x^2}$	0,78	0,61	519,4/ 8,53 (3, 1196)
Средний линейный прирост, (см)	$y = 279,52 - 31,92\sqrt{x}$	0,83	0,69	616,4/254 (1, 272)
Отпад (доля погибших деревьев), %	$y = 54,00 + 4,09x - 0,008x^2$	0,88	0,78	67,1/19,5 (2, 37)
Индекс состояния, баллы	$y = -32,36 + 44,08x + 3,57x^2$	0,88	0,76	1383/19,5 (2, 799)
Возобновление сосны				
Всхожесть семян сосны, шт.	$y = 516,77 - 6,29x + 0,0052x^2 - 0,0001x^3$	0,90	0,81	23,0/19,3(2,5)
Количество всходов сосны в насаждении, шт.	$y = 329,01 + 1,69x - 46,56x^{-2}$	0,87	0,80	32,9/8,7(2,16)
Количество самосева сосны в насаждении, шт.	$y = 261,79 + 5,39x - 74,97\sqrt{x}$	0,93	0,87	217,0/19,5 (2,70)
Сохранность самосева, % от контроля	$y = 297,87 + 3,89x - 67,61\sqrt{x}$	0,97	0,95	36,2/19,3 (2,4)
Травяной и моховой покров				
Дехромация мхов, %	$y = -5,19 + 2,73x - 0,08x^2 + 0,0008x^3$	0,98	0,96	78,4/8,8 (3, 9)
Количество выпавших видов травяного покрова, %	$y = 4,60 + 1,99x - 0,06x^2 + 0,0007x^3$	0,99	0,97	36,6/9,3 (3,3)

Примечание: R – множественный коэффициент корреляции; R²_{множ.} – квадрат множественного коэффициента корреляции, множественный коэффициент детерминации; F – критерий Фишера: F_{факт.} – фактическое (вычисленное) значение критерия для уравнения регрессии; F_{табл.} – табличное (критическое, максимально возможное) значение при указанных степенях свободы и уровне значимости α = 0,05.

При определении референсных значений для показателей состояния древостоя сосны приняты следующие подходы.

Величина дехромации крон (хвои) деревьев (изменение цвета хвои вследствие хлороза, некроза) определялась визуально для каждого дерева с вычислением среднего значения для пробной площади. Принятый шаг определения дехромации составлял 5%. Согласно оценке, на контроле к эксперименту величина дехромации равнялась нулю. Следовательно, референсное значение можно принять от 0 до 5%.

За референсные значения длины хвои, годичного линейного прироста сосны взяты средние значения по измерениям данных показателей на контрольных вариантах в молодняках сосны.

Гибель деревьев в насаждении, не подверженных техногенному воздействию, происходит в результате влияния сложного комплекса факторов, среди которых для молодняков, кроме внешнего воздействия (хвоегрызущих насекомых, изменение влажности почвы, условий минерального питания растений и др.), важным является отпад в результате естественного процесса изреживания древостоя, который можно принять за фоновое значение. На контроле погибших деревьев в ходе эксперимента не обнаружено. Вместе с тем, согласно данным В.В. Загреева [50], ежегодный отпад в сосняках I-го класса бонитета 10–20-летнего возраста составляет 1,7–2,2% от запаса растущей части древостоя, то есть около 1,5 м³/га в среднем А.З. Швиденко с соавторами [167] для двадцатилетних модальных культур сосны I класса бонитета определяет отпад в 2,36 м³/га в год. Если перевести, через средний объем ствола сосны в возрасте 10–20 лет и табличные данные числа деревьев на 1 га насаждения, приведенные величины ежегодного отпада по запасу в отпад по количеству деревьев, то доля ежегодного фонового отпада в молодняках культур сосны, вызванного влиянием естественных факторов составит 1,8–2,1% соответственно от числа деревьев, или в среднем 2%. Учитывая уровень отпада на контроле эксперимента, можно установить референсное значение для данного показателя на уровне 0–2%.

Индекс состояния древостоев определялся, в соответствии с методикой ВНИИЛМ [34], как средневзвешенная величина через баллы состояния отдельных деревьев, визуально определяемого по охвоению побегов и продолжительности жизни хвои у всех деревьев на пробной площади. Согласно шкале, предложенной данной методикой, состояние древостоя оценивается как здоровое при величине индекса состояния от 1 до 1,50 балла. На этом основании предельное значение для данной категории состояния, равное 1,50 балла, принято нами в качестве референсного.

Влияние цинка на возобновление сосны изучалось в средневозрастных сосняках зеленомошниковых. За референсные значения были приняты количество всходов и самосева на контрольном участке (см. таблицу 18 в главе 5 диссертации).

Аналогичным образом установлены референсные значения показателей, характеризующих состояние травяного и мохового покрова средневозрастных сосновых фитоценозов (см. главу 5).

Приведенные в Таблице 22 рассчитанные величины допустимого уровня выпадений цинка показывают, что при почвенном внесении загрязнителя наиболее чувствительно на его нагрузку реагирует сохранность самосева сосны, количество его всходов и количество самосева в насаждении, что, в целом, соотносимо с реакцией всхожести семян, полученной в лабораторном опыте. Средняя величина расчетного выпадения цинка составляет от 5 до 18 г/м².

Изменение цвета (дехромация) мохового покрова, согласно обработке полученных данных, начинается с нагрузки цинка в 17 г/м².

При нагрузке, превышающей 20 г/м², наблюдается сокращение числа видов в составе травяного покрова, хотя отдельные виды могут исчезать и при меньших уровнях выпадения цинка (динамика видового состава травяного покрова описана в главе 5 диссертации).

Оценка допустимого уровня выпадений цинка сосновых насаждений

Показатели состояния древостоя	Уравнения	R ²	Референсные значения показателей ⁽¹⁾	Допустимый уровень выпадений Zn, г/м ² ⁽²⁾
Показатели древостоя				
Дехромация хвои, %	$y = 22,31 + 1,33x + 0,014x^2$	0,91	0 – 5	$\frac{22 - 29}{26}$
Длина хвои, мм	$y = -199,50 + 0,96x + \frac{15150,92}{x} - \frac{98,93}{x^2}$	0,61	$\frac{53 - 82}{69}$	$\frac{137 - 62}{86}$
Средний линейный прирост, см/год	$y = 279,52 - 31,92\sqrt{x}$	0,69	$\frac{10 - 69}{44}$	$\frac{179 - 14}{68}$
Отпад (доля погибших деревьев), %	$y = 54,00 + 4,09x - 0,008x^2$	0,78	0 – 2	$\frac{54 - 62}{58}$
Индекс состояния, баллы	$y = -32,36 + 44,08x + 3,57x^2$	0,76	1,50	42
Возобновление сосны				
Всхожесть семян сосны, шт.	$y = 516,77 - 14,74x + 0,11x^2$	0,81	65	23
Количество всходов сосны в насаждении, шт.	$y = 329,01 + 1,69x - 46,56x^{-2}$	0,80	$\frac{95 - 199}{130}$	$\frac{36 - 9}{18}$
Количество самосева сосны в насаждении, шт.	$y = 261,79 + 5,39x - 74,97\sqrt{x}$	0,87	$\frac{9 - 64}{31}$	$\frac{85 - 7}{11}$
Сохранность самосева, % от контроля	$y = 297,87 + 3,89x - 67,61\sqrt{x}$	0,95	$\frac{65 - 81}{72}$	$\frac{7 - 4}{5}$
Травяной и моховой покров				
Дехромация мхов, %	$y = 16,76 - 1,47x + 0,037x^2$	0,96	0	17
Количество выпавших видов травяного покрова, %	$y = 4,60 + 1,99x - 0,06x^2 + 0,0007x^3$	0,97	$\frac{13 - 14}{14}$	$\frac{22 - 23}{23}$

Примечание: 1 – в числителе даны минимальные и максимальные значения, в знаменателе – средние значения показателей; 2 – значения допустимого уровня выпадений цинка округлены до целого числа

Рассчитанные средние величины допустимого уровня выпадений цинка для показателей древостоя молодняков сосны колеблются в пределах от 26 г/м² (260кг/га) (дехромация хвои) до 86 г/м² (860 кг/га) (длина хвои). При этом по величинам средних допустимых нагрузок, отражающих чувствительность показателей древостоя к воздействию цинка, можно построить следующий ряд:

дехромация хвои (26 г/м^2) > индекс состояния древостоя (42 г/м^2) > доля ежегодного отпада деревьев (58 г/м^2) > ежегодный прирост деревьев по высоте (68 г/м^2) > длина хвои (86 г/м^2). То есть, реакция древостоя на выпадения цинка проявляется, в первую очередь, через изменение цвета хвои крон деревьев, что и было отмечено нами уже в первый год наблюдений за состоянием молодняков сосны в эксперименте с внесением солей цинка (см. раздел 4.2). Наименее чувствительно реагирует такой показатель как изменение длины хвоинок сосны, средняя допустимая нагрузка для которого, по нашим расчетам, составляет 86 г/м^2 (860 кг/га).

Если сравнить фактические выпадения цинка в лесные насаждения Воскресенского стационара, приведенные в главе 3 диссертации, с полученными допустимыми значениями, то можно подтвердить ранее высказанный вывод о том, что тяжелые металлы не оказывают существенного влияния на состояние сосновых насаждений района исследований.

За величину предельно допустимого (критического) выпадения (нагрузок) следует принимать минимальные расчетные значения, поскольку именно они характеризуют начало структурно-функциональных перестроек в древостое. Тогда по изученным показателям значения предельно допустимых выпадений цинка для состояния древостоя сосны будут следующие: дехромация хвои – 22 г/м^2 (220 кг/га), длина хвои – 62 г/м^2 (620 кг/га), ежегодный прирост по высоте – 14 г/м^2 (140 кг/га), отпад деревьев – 54 г/м^2 (540 кг/га), индекс состояния древостоя – 42 г/м^2 (420 кг/га). В связи с этим, ряд изученных показателей, отражающих чувствительность к воздействию цинка, изменится следующим образом: ежегодный прирост по высоте > дехромация хвои > индекс состояния древостоя > отпад деревьев > длина хвои.

Выводы по главе 6:

1. За величину предельно допустимого (критического) выпадения (нагрузок) следует принимать минимальные расчетные значения, поскольку

именно они характеризуют начало структурно-функциональных перестроек в древостое.

2. По величинам минимальных расчётных допустимых нагрузок, отражающих чувствительность показателей древостоя к воздействию цинка, можно построить следующий ряд: ежегодный прирост по высоте (14 г/м^2) > дехромация хвои деревьев (22 г/м^2) > индекс состояния древостоя (42 г/м^2) > отпад деревьев (54 г/м^2) > длина хвои (62 г/м^2).

3. В отношении всего лесного насаждения по величинам минимальных допустимых нагрузок цинка можно принять следующие значения: сохранность самосева сосны (4 г/м^2) > количество самосева сосны (7 г/м^2) > количество всходов сосны (9 г/м^2) > ежегодный прирост по высоте (14 г/м^2) > дехромация мхов (17 г/м^2) > количество выпавших видов травяного покрова = дехромация хвои деревьев (22 г/м^2) > индекс состояния древостоя (42 г/м^2) > отпад деревьев (54 г/м^2) > длина хвои (62 г/м^2).

4. Наиболее чувствительным компонентом насаждений к выпадениям цинка является подпологовое возобновление сосны, изменения которого начинаются при выпадениях $4\text{--}7 \text{ г/м}^2$ цинка.

Выводы и предложения

1. Несмотря на многочисленные исследования, остаются не до конца раскрытыми закономерности загрязнения тяжелыми металлами отдельных компонентов лесных экосистем, особенности их влияния на состояние и динамику структуры лесного фитоценоза, а также вопросы определения пороговых значений их допустимого воздействия как первоочередной меры по сокращению ущерба лесам от техногенного загрязнения.

2. По уровню средних концентраций в растворимой части снеговых вод изученные тяжелые металлы образуют следующий ряд: $Zn > Ni > Co > Cu = Cr > Cd$; в лесной подстилке и почвах: $Zn > Pb > Cu > Ni > Co > Cd$.

Цинк является основным загрязняющим элементом лесных экосистем среди изучаемых тяжелых металлов.

Максимальные оценки выпадений суммы изученных металлов составляют 46 кг/га в год (или 4,6 г/м²), в том числе по цинку и кобальту – около 15 кг/га (или 1,5 г/м²), никелю – 12 кг/га (или 1,2 г/м²), меди – около 4 кг/га (или 0,4 г/м²).

3. В полевом эксперименте с внесением азотнокислого цинка на поверхность почвы установлено, что распределение элемента по почвенному профилю и его динамика во времени коррелируют с объемами поступления. При небольших нагрузках (до 90 г/м²) цинк почти полностью поглощается верхним слоем почвы (0–20 см). С увеличением нагрузки до 150–300 г/м² более половины его удерживалось в верхнем слое, а остальное количество поступает вглубь почвы или частично поглощается корнями растений. Концентрация цинка в слое почвы 0 – 60 см постепенно уменьшается, однако даже через 7 лет около 35–75 % Zn, в зависимости от объема первоначальных выпадений, удерживается почвой.

4. Вынос цинка за пределы корнеобитаемого слоя деревьев с лизиметрическими водами увеличивается с возрастанием его техногенной нагрузки. Даже при максимальной нагрузке в 600 г/м² значение выноса не превышает 1,6 % от вносимой нагрузки, что свидетельствует о

преимущественной аккумуляции элемента в лесной подстилке и почве, а также поглощении растениями лесной экосистемы в процессе жизнедеятельности.

5. Разработана методика оценки аэротехногенного влияния тяжелых металлов на состояние сосновых насаждений с использованием статистического анализа корреляции между накоплением загрязнителей в снежном покрове и расстоянием к источнику выбросов, индексом состояния древостоев. Предложения позволяют доказательно оценивать воздействие техногенного загрязнения на состояние лесов.

6. Невысокая теснота связи между индексами состояния древостоев и накоплением в снеге растворимых форм тяжелых металлов, а также незначимость коэффициентов корреляции этой связи для изученных возрастных групп насаждений свидетельствует, что наблюдаемый уровень загрязнения лесов тяжелыми металлами оказывает несущественное влияние на состояние сосновых насаждений района исследований.

7. Полевыми экспериментами установлено, что избыточное поступление цинка в организм деревьев приводит к дехромации (хлорозу) ассимиляционных органов, которая возрастает с увеличением интенсивности воздействия. В молодняках сосны, спустя год после внесения цинка, хлороз хвои наблюдался при нагрузках 150–225–300 г/м² у 13%, 47% и 94% деревьев соответственно. Нагрузки цинка 225 и 300 г/м² существенно уменьшали длину и массу хвоинок.

8. После двух лет воздействия цинка индекс состояния молодняков сосны начал ухудшаться с нагрузки в 30 г/м², снизившись при 90 – 150 г/м² до ИС=1,7 балла (слабоослабленное состояние), при 225 и 300 г/м² – до ИС=3.45 (сильно ослабленное состояние) и ИС = 4.0 балла (усыхающее состояние) соответственно. Ухудшение состояния древостоев приводит к перераспределению деревьев различных категорий в составе, причем интенсивность перехода от более здоровых деревьев к более ослабленным и интенсивность образования опада возрастают с увеличением нагрузки металла. К завершению эксперимента при выпадениях цинка 225–300

г/м² древостой на 50 – 70% состоял из усыхающих и сухих деревьев, т.е. фактически распался.

Состояние средневозрастных сосняков при нагрузках цинка 225–300–600 г/м² снижалось в 2–3,4 раза, по сравнению с контролем. Ухудшение состояния спелых сосняков наблюдалось на участках с нагрузкой цинка в 600 и 900 г/м² (на 0,8–2,0 балла).

9. Загрязнение почвы цинком отрицательно влияет на энергию прорастания семян сосны и количество их всходов, снижая количество взошедших семян от 100% на контроле до 11% при нагрузке 300 г/м² и 0%– при 600 г/м².

Практически необратимые изменения в состоянии естественного возобновления сосны (всходы, самосев, подрост) наблюдались при нагрузке цинка 90 г/м² и более.

10. Реакция флористического состава травяно–кустарничкового и мохового ярусов растительности сосняков зеленомошниковых на загрязнение проявлялась в уменьшении числа видов в травяном покрове. Компоненты подпологовых ярусов и отдельных видов растений по чувствительности к воздействию нагрузок цинка составляют последовательность: всходы сосны > моховой ярус > злаки > самосев, молодой подрост > черника.

11. За величину предельно допустимого (критического) выпадения (нагрузок) рекомендуется принимать минимальные расчетные значения, которые характеризуют начало структурно–функциональных перестроек в древостое. Величины установленных допустимых нагрузок, отражающих чувствительность разных компонентов древостоя к воздействию цинка, образуют следующий ряд: сохранность самосева сосны (4 г/м²) > количество самосева сосны (7 г/м²) > количество всходов сосны (9 г/м²) > ежегодный прирост по высоте (14 г/ м²) > дехромация мхов (17 г/м²) > количество выпавших видов травяного покрова = дехромация хвой деревьев (22 г/м²) > индекс состояния древостоя (42 г/м²) > отпад деревьев (54 г/м²) > длина хвой (62 г/м²).

12. Предложена технология определения допустимого воздействия тяжелых металлов на лесные насаждения на основе полевых экспериментальных работ, что значительно повышает объективность экологического нормирования техногенного воздействия на леса. Разработанные подходы могут быть использованы для прогноза последствий техногенного загрязнения лесных экосистем, а также оценки воздействия промышленных предприятий на леса.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ

1. Автухович И.Е. Детоксикация загрязненных почв и фитоэкстракция тяжелых металлов на основе использования древесных растений. // Лесной вестник. 2005. №5. С.144 – 148.
2. Автухович И.Е. Металлы и древесные растения: экологические аспекты взаимодействия : автореферат дис. ... доктора сельскохозяйственных наук : 03.00.16 – экология / Брян. гос. с.-х. акад. – Москва, 2006. 41 с.
3. Агрэкология техногенно загрязненных ландшафтов: Монография/ Ю.А.Мажайский, С.А.Тобратов, Н.Н.Дубенок и др. – Смоленск: Маджента, 2003. 384 с.
4. Агудина Л.А. Экологический анализ состояния и перспектив развития природно-исторического заповедника-леспаркхоза «Горки» : Подход к решению природоохранных проблем : автореферат дис. ... кандидата географических наук : 11.00.11. – Охрана окружающей среды и рациональное использование природных ресурсов М., 1999. 27 с.
5. Ажаев Г.С. Оценка экологического состояния г. Павлодара по данным геохимического изучения жидких и пылевых атмосферных выпадений. Автореферат дис. канд. геолога – минералогических наук : 25.00.36. – Геоэкология. Томск, 2007. 25 с.
6. Алекин О.А. Основы гидрохимии: монография Л.: Гидрометеиздат. 1970. 443с.
7. Алексеев В.А. Диагностика жизненного состояния деревьев и древостоев // Лесоведение. 1989. №4. С.51 – 57.
8. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. Л.: Агропромиздат. Ленинградское отд-ние, 1987. 142с.
9. Анучин Н.П. Лесная таксация./ 6-е издание. М.: ВНИИЛМ, 2004. 552 с.
10. Аржанова В.С. Геохимия ландшафтов и техногенез. М.: Наука. 1990. 196 с.

11. Балаганская Е.Д., Иваненко И.К., Мозгова Н.П. Поиск мелиорантов для восстановления загрязненных почв // Почвообразование и фотосинтез растений в Кольской Субарктике. – Апатиты: Полярно-альп. бот.сад ин-т, 1994. С.47–52.
12. Баркан В.Ш. Загрязнение почвы никелем и медью от промышленного источника металлургических пылей // Экологические проблемы Северных регионов и пути их решения: материалы Всеросс. науч. конф. с международным участием. – Апатиты: КНЦ РАН. Ч.1., 2008. С. 46–51.
13. Башмаков Д.И. Индекс адаптации растений к тяжелым металлам. // Известия высших учебных заведений. Поволжский регион. Естественные науки. 2022. №2. С. 84–94.
14. Безуглова О.С., Мотузова Г.В. Экологический мониторинг почв: учебник для ВУЗов (рекомендовано УМО по почвоведению). М.: Академический проект, 2007. 237с.
15. Беляева А.И., Игошина Т.И. Оценка устойчивости растений к тяжелым металлам в модельном эксперименте (на примере *Triticum aestivum* L.) //Растительные ресурсы, вып.4, 2003. С. 108–117.
16. Берлянд М.Е. Прогноз и регулирование загрязнения атмосферы.– Л.: Гидрометеиздат, 1985. 272с.
17. Биоиндикация загрязнений наземных экосистем / Вайнерт Э. [и др.]. Под ред. Р. Шуберта; Пер. с нем. Г. И. Лойдиной, В. А. Турчаниновой. М.: Мир, 1988. 348с.
18. Бондарев Л.Г. Роль растительности в миграции минеральных веществ в атмосферу //Природа. 1983. №3. С.86–90.
19. Браун Л. Экоэкономика: Как создать экономику, оберегающую планету. Вступ. сл В.И. Данилова – Данильяна; Пер. с англ. М.: Изд - во «Весь мир», 2003. 392 с.
20. Бухаринова Е.С., Торопов Л.И. Контроль атмосферных загрязнений биосферы тяжелыми металлами по мховым растениям // XI Всероссийская

конференция по анализу объектов окружающей среды с международным участием «ЭКОАНАЛИТИКА-2019». Пермь. 2019. С.35–36.

21. Ваганов Е.А., Терсков И.А. Анализ роста дерева по структуре годичных колец. Новосибирск. Изд - во «Наука», Сибирское отделение. 1977. 94с.

22. Валовое содержание тяжелых металлов в лесных почвах Литвы/ М.Вайчис [и др.]// Почвоведение. 1998. №12. С. 1489–1494.

23. Василенко В.Н., Назаров И.М., Фридман Ш.Д. Мониторинг загрязнения снежного покрова :Л.: Гидрометеиздат, 1985. 181 с.

24. Вертинский А.П. Проблемы загрязнения окружающей природной среды Российской Федерации тяжелыми металлами //Инновации и инвестиции. 2020. №1, с.232–237.

25. Виноградов А. П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах: монография/2-е изд.доп. М., Изд– во. АН СССР 1957. 238 с.

26. Виноградов А.П. Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры//Геохимия. 1962. №7 С.555–571.

27. Влияние загрязнений воздуха на растительность./ под ред. проф. Х.– Г. Десслера: Пер. с нем. / Бертитц С., Эндерляйн Х., Энгманн Ф. и др. М.: Лесная промышленность . 1981. 184 с.

28. Влияние металлургического производства на лесные экосистемы Кольского полуострова // А.М. Степанов, Т.В. Черненкова [и др.]; под общ.ред. В.В. Сычева. СПб.: ЦЭОЛ РАН, 1995. 252 с.

29. Водяницкий Ю.Н. Нормативы содержания тяжелых металлов и металлоидов в почвах. // Почвоведение, 2012. № 3. С.368–375.

30. Водяницкий Ю.Н. Изучение тяжелых металлов в почвах. М.: ГНУ Почвенный ин - т им В.В.Докучаева РАСХН, 2005. 109с.

31. Воздействие почвенного загрязнения тяжелыми металлами на напочвенный покров сосняка лишайниково-зеленомошникового в условиях полевого эксперимента/И.В.Лянгузова, [и др.] // Вестник Поволжского государственного

технологического университета. Сер.: Лес. Экология. Природопользование. 2015. №3(27). С.74–86.

32. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем. Екатеринбург: УИФ «Наука», 1994. 280с.

33. Вредные химические вещества/А.Л. Бандман [и др.]. Л.: Химия, 1988. 512 с.

34. Временная методика по учету сосновых насаждений, подверженных влиянию промышленных выбросов. / Воронков Н.А., Жирин В.М., Касимов В.Д., Коженков Л.Л., Мартынюк А.А. М.: ВНИИЛМ, 1986. 35 с.

35. Выпадение космического вещества на поверхность Земли/ Иванова Г.М., [и др.]. Томск: Изд- во Томского ун-та, 1975. 120 с.

36. Гармаш Г.А. Накопление тяжелых металлов в почвах и растениях вокруг промышленных предприятий: автореф. на соиск. ученой степ. канд. биол. наук/: 06.01.03 – Почвоведение. Новосибирск . 1985. 17 с.

37. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. М.:Высшая школа, 1988. 328 с.

38. Глинка Н.Л. Общая химия: учебное пособие для вузов/под ред А.И. Ермакова. изд. 30-е, исправленное. М.: Интеграл-Пресс, 2003. 728 с.

39. Граковский В.Г. Сорокин С.Е., Фрид А.С. Санация загрязненных почв и рекультивация нарушенных земель // Почвоведение. 1994. № 4. С.121–128.

40. Григорьева Т.В., Новикова Н.М. Возможные подходы к индикации загрязнения атмосферы и почв // Вопросы географии. 1980. № 114. С. 45 – 51.

41. Гудериан Р. Загрязнение воздушной среды: монография. М.: Мир, 1979. 200 с.

42. Гуральчук Ж.З. Эколого-физиологические аспекты действия повышенных концентраций цинка на растения // Микроэлементы в биологии и их применение в сельском хозяйстве и медицине. Самарканд, 1990. С.278–280.

43. Добровольский В.В. География микроэлементов. Глобальное рассеяние: монография. М.:Мысль, 1983. 272 с.
44. Добровольский В.В. География почв с основами почвоведения: монография. М.: Просвещение. 1976. 288 с.
45. Дончева А.В. Ландшафт в зоне воздействия промышленности: монография. М.: Лесная промышленность, 1978. 98 с.
46. Доступность тяжелых металлов, внесенных в почву с осадками сточных вод./ В. Антониадис [и др.]. // Микроэлементы в окружающей среде: биогеохимия, биотехнология и биоремедиация. Пер. с англ. Д.И. Башмакова, А.С. Лукаткина. М.: ФИЗМАТЛИТ, 2009. С. 66–90.
47. Дьякова Н.А. Накопление тяжелых металлов и мышьяка листьями крапивы двудомной (*Urtica dioica L.*) // Ульяновский медико-биологический журнал. 2020. №2. С. 145–156.
48. Евдокимова Г.А., Мозгова Н.П. Содержание тяжелых металлов и микрофлора целинных почв в зоне влияния предприятия цветной металлургии // Состояние природной среды Кольск. Севера и прогноз ее применения. Апатиты. 1982. С.105–118.
49. Жидков А. Н. Эпифитные лишайники как показатель состояния сосновых насаждений в условиях промышленного загрязнения.: дис. ... канд. биол наук: 03.00.16: утв.30.05.95 М., 1995. 192 с.
50. Загреев В.В. Общесоюзные нормативы для таксации лесов. М.: Колос, 1992. 495 с.
51. Зайцев Г.Н. Математическая статистика в экспериментальной ботанике: монография. М.: Наука, 1984. 424 с.
52. Зырин Н.Г., Каплунова Е.В., Сердюкова А.В. Нормирование содержания тяжелых металлов в системе почва – растение// Химия в сельском хозяйстве. 1985. №6. С.45–48.
53. Зырин Н.Г., Першина Н.З. Сопряженная деградация почвенного и растительного покрова при импактном загрязнении территории / Влияние

промышленного загрязнения на лесные экосистемы и мероприятия по повышению устойчивости. // Тезисы докладов к всесоюзному научно-практическому совещанию (ЛитНИИЛХ, 26–27 июня 1984г.) Каунас. Гирионис, 1984. С. 90–91.

54. Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов. Справочник/под ред. Э.К.Буренкова, Кн. 4: Главные d-элементы. М.: Экология, 1995. 416 с.

55. Ильин В. Б. О надежности гигиенических нормативов содержания тяжелых металлов в почве. // Агрохимия. 1992. №12. С. 78–85.

56. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва– растение: монография. Новосибирск. Наука. Сиб. отделение, 1991. 151 с.

57. Илькун Г.М. Загрязнители атмосферы и растения: монография. Киев: Наукова думка, 1978. 247 с.

58. Исследование содержания солей тяжелых металлов в почве Павлодарской области/ Елубай М.А [и др.]. // Наука и техника Казахстана, 2019. №2. С 102–113.

59. Кабата– Пендиас, А. Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.

60. Капралов А.В. Повышение устойчивости сосновых насаждений в зоне действия фторсодержащих промышленных выбросов путем применения минеральных удобрений: автореф. дис на соиск. ученой степ. канд. с.-х. наук: 06.03.03 –Лесоведение, лесоводство и защитное лесоразведение; лесные пожары и борьба с ними. Свердловск: Урал. Лесот. ин-т, 1981. 28 с.

61. Карпачевский Л.О. Лес и лесные почвы: монография. М.: Лесная промышленность, 1981. 264 с.

62. Каталог мировой коллекции ВИР/ Рос.акад. с.-х. наук, Всерос. науч.-исслед. инт растениеводства им. Н. И. Вавилова, Алт. науч.-исслед. инт земледелия и селекции с.-х. культур. Вып. 670: Пшеница : Устойчивость к тяжелым металлам (никель) на ранних этапах онтогенеза/ [сост.: О. И. Гамзикова и др.; под ред. д-ра биол. наук А. Ф. Мережко]. 1995. 24 с.

63. Кирдянов А.В., Ваганов Е.А. Разделение климатического сигнала содержащегося в изменчивости ширины и плотности годовых колец древесины // Лесоведение. 2006. №6. С. 71 – 75.
64. Кирейчева Л.В., Глазунова И.В. Методы детоксикации почв, загрязненных тяжелыми металлами // Почвоведение. 1995. №7. С. 892–896.
65. Ковалев Б. И. Мониторинг состояния лесов в условиях аэротехногенного воздействия Норильского промышленного района // Лесн. хоз-во. 1994. № 3. С. 42 – 44.
66. Ковальский В.В., Андрианова Г.А. Микроэлементы в почвах СССР. М.: Наука, 1970. – 178 с.
67. Ковда В.А., Золотарева Б.И., Скрипчинский И.И. О биологической реакции растений на тяжелые металлы в среде // Докл.АН СССР Т.247. 1979. №3. С. 766 – 768.
68. Корчунова М.А. Лабораторный практикум по дисциплине «Эконометрика». Томск: Изд-во Томского политех. ун-та, 2008. 91 с.
69. Кулагин А.А., Шагиева Ю.А. Древесные растения и биологическая консервация промышленных загрязнителей. М.: Наука, 2005. 190 с.
70. Кулагин Ю.З. Древесные растения и промышленная среда: монография. М.: Наука, 1974. 124 с.
71. Кулагин Ю.З. Лесообразующие виды, техногенез и прогнозирование: монография. М.: Наука, 1980. 116 с.
72. Лекции по статистике, электронное издание. [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://mirznanii.com/a/215807/statistika> (дата обращения: 21.08.2020)
73. Лесной кодекс Российской Федерации от 04.12.2006 №200 ФЗ (ред. от 21.04.2020) https://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_64299 (дата обращения: 15.03.2022)

74. Ловелиус Н.В. Изменчивость прироста деревьев. Дендроиндикация природных процессов и антропогенных воздействий. Л.: Наука, 1979.– 232 с.
75. Лукина Н. В., Никонов В.В. Питательный режим лесов северной тайги: Природные и техногенные аспекты. / Апатиты: Кольский НЦ РАН, 1998. 315 с.
76. Лукина Н.В., Никонов В.В. Биогеохимические циклы в лесах Севера в условиях аэротехногенного загрязнения в 2ч. Апатиты: КНЦ РАН 4.1.213; 4.2., 1996. 192 с.
77. Маркин А.И. Особенности структуры лесных сообществ в разных зонах влияния Оскольского электрометаллургического комбината // Биоиндикация и биомониторинг. М.: 1991. С.149–155.
78. Мартынюк А.А. Некоторые закономерности влияния промышленных выбросов на сосновые насаждения: автореф. на соиск. ученой степ. канд. биол. наук: 03.00.16 – Экология. Днепропетровск, 1988. 18 с.
79. Мартынюк А.А. О влиянии выбросов промышленных предприятий на сосновые насаждения // Повышение устойчивости и средообразующей роли лесов. М.: ВНИИЛМ, 1983. С. 95 – 104.
80. Мартынюк А.А. Особенности формирования надземной фитомассы сосновых молодняков в условиях техногенного загрязнения //Лесоведение. 2008. №1. С. 39 – 45
81. Мартынюк А.А. Сосновые экосистемы в условиях аэротехногенного загрязнения: монография. М.: ВНИИЛМ, 2004. 160 с.
82. Мартынюк А.А. Сосновые экосистемы в условиях аэротехногенного загрязнения, их сохранение и реабилитация.: дис. д-ра с.-х. наук: 06.03.03: Утв. 02.10.09. М., 2009. 380 с.
83. Мартынюк А.А. Состояние и реабилитация сосновых лесов в условиях аэротехногенного загрязнения: монография. Пушкино: ВНИИЛМ, 2018. 136 с.

84. Мартынюк А.А., Жидков А.Н. Использование эпифитных лишайников в мониторинге состояния лесных фитоценозов // Охрана лесных экосистем и рациональное использование лесных ресурсов. Т. 4. М.: МГУЛ, 1994. С. 52–53.
85. Мартынюк А.А., Жидков А.Н., Коженков Л.Л. Экологические проблемы в исследованиях ВНИИЛМ // ВНИИЛМ–80 лет научных исследований: сб.ст., посвящ. 80-летию ВНИИЛМ / Под общ.ред. А.А. Мартынюка, С.А. Родина. М.: ВНИИЛМ. 2014. С.143–155.
86. Мартынюк А.А., Касимов В.Д. Очаги поражения лесной растительности выбросами промышленных предприятий и стратегия лесного хозяйства в условиях загрязнения среды // Экология леса и охрана природы. Пушкино: ВНИИЛМ, 1993. С. 3–18.
87. Мартынюк А.А., Костенко А.В., Коженков Л.Л. Загрязнение лесных подстилок и почв сосновых экосистем выбросами промышленных предприятий // Антропогенное изменение почв Севера в индустриально развитых регионах. Апатиты : КНЦ РАН, 1995. С. 62–63.
88. Мартынюк А.А., Рыкова Т.В. Влияние выпадений цинка на состояние самосева и напочвенного покрова сосняков зеленомошниковых (полевой эксперимент). // В сб.: *Aplikované vědecké novinky – 2014. Díl 14. Biologické vědy – Praha, Publishing House «Education and Science» s.r.o., 2014. p. 23–27.*
89. Мартынюк А.А., Рыкова Т.В. Закономерности динамики состава и структуры сосновых фитоценозов в условиях аэротехногенного загрязнения // Актуальные проблемы экологии и природопользования в современных условиях: Материалы Международной научно-практической конференции, 5–7 декабря 2017 г. Часть 1. Киров: Вятская ГСХА, 2017. С.228–231.
90. Мартынюк А.А., Рыкова Т.В. Закономерности загрязнения компонентов лесных экосистем и нормирование техногенного воздействия на леса // Сб. науч. трудов по итогам Международной научно-технической конференции «Лесной комплекс: состояние и перспективы развития», 1–30 ноября 2013 г. Брянск: БГИТА. 2013. С. 54–57.

91. Мартынюк А.А., Рыкова Т.В. Обоснование допустимых выпадений тяжелых металлов на сосновые экосистемы в полевом эксперименте // Лесной вестник, 2016. № 1. С. 99–104.
92. Мартынюк А.А., Рыкова Т.В. Особенности пространственного загрязнения лесных экосистем выбросами промышленных предприятий // Сб.: Актуальные проблемы лесного комплекса. Вып. 38. Брянск: БГИТА, 2014. С. 104–110.
93. Мартынюк А.А., Рыкова Т.В. Подходы к экологическому нормированию техногенного воздействия на леса в условиях «зеленой экономики». // В кн.: Материалы Международной научно-практической конференции «Развитие «зеленой экономики» и сохранение биологического разнообразия», 8 – 10 октября 2013 г. Щучинск, 2013. С. 201–206.
94. Мартынюк А.А., Щепаченко М.В. Воздействие выбросов промышленных предприятий на леса и его экологическое нормирование. М.: Изд-во МГУЛ. 1996. 42 с.
95. Мархинин Е.К. Вулканы и жизнь: монография. М.: 1980. 196с.
96. Матвеев Н.М., Павловский В.А., Прохорова Н.В. Экологические основы аккумуляции тяжелых металлов сельскохозяйственными растениями в лесостепном и степном Поволжье. Самара: Самар.ун-т, 1997. 100с.
97. Менщиков С. Л. Мониторинг загрязненных предтундровых лесов на юге Таймыра // Динамика лесных фитоценозов и экология насекомых вредителей в условиях антропогенного воздействия. АН СССР, Уральское отделение. М.: 1991. С. 15–25.
98. Методические рекомендации по мероприятиям для предотвращения и ликвидации загрязнения агроландшафтов тяжелыми металлами. М.: Российская академия сельскохозяйственных наук. 2005. 71с.
99. Методические рекомендации по проведению полевых и лабораторных исследований почв и растений при контроле загрязнения окружающей среды металлами. М.: Гидрометеиздат, 1981. 109с.

100. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. М.: ЦИНАО 1992. 61с.
101. Методические указания по оценке степени опасности загрязнения почв химическими веществами. М.: Минздрав СССР, 1987. 24 с.
102. Механизмы детоксикации и защиты растений, подвергнутых действию металлов / Шоу Б.П. [и др.]. Микроэлементы в окружающей среде: биогеохимия, биотехнология и биоремедиация. Пер. с англ. Д.И. Башмакова, А.С. Лукаткина. М.: ФИЗМАТЛИТ, 2009. С. 340–380.
103. Мильков Ф.Н. Средняя полоса Европейской части СССР. М.: Гос. Изд-во географической литературы, 1961. 216с.
104. Митсиос И.К., Даналатос Н.Г. Биодоступность микроэлементов и ее связи с модификацией ризосферы корнями // Микроэлементы в окружающей среде: биогеохимия, биотехнология и биоремедиация. Пер. с англ. Д.И. Башмакова, А.С. Лукаткина. М.: ФИЗМАТЛИТ, 2009. С. 51–65.
105. Мониторинг состояния лесных и городских экосистем. Под ред. В.С. Шалаева, Е.Г. Мозолева. М.: МГУЛ, 2004. 235с.
106. Морозова Р.М., Федорец Н.Г. Загрязнение территории Карелии тяжелыми металлами и серой. // Земельные ресурсы Карелии и их охрана. Петрозаводск: КНЦ РАН, 2004. 133 с.
107. Мосина Л.В. Антропогенное загрязнение лесных экосистем в условиях мегаполиса Москва: автореф. дисс. на соиск. уч. степ. докт. биол. наук, 03.00.16 – экология. М.: 2003. 34с.
108. Мотузова Г.В. Соединения микроэлементов в почвах: системная организация, экологическое значение, мониторинг: монография. М.: Эдиториал УРСС. 1999. 166с.
109. Надеин А.Ф., Тарханов С.Н. Биогеохимические функции корневой системы древесных растений // «Лесное хозяйство», 2008. №2. С. 31–32.

110. Научные основы разработки ПДК тяжелых металлов в почвах / А.И. Обухов, [и др.]. Тяжелые металлы в окружающей среде. М.: МГУ, 1980. С. 20–28.
111. Нестерова А.Н. Действие тяжелых металлов на корни растений. 1. Поступление свинца, кадмия, цинка в корни, локализация металлов и механизмы устойчивости растений. // Биол.науки. 1989. №9. С.72–86.
112. Никитин К.Е., Швиденко А.З. Методы и техника обработки лесоводственной информации. М.: Лесная промышленность, 1978. 279с.
113. Никомишин И.Я. Распределение микроэлементов в высокогорном районе/ Никомишин И.Я. и другие. // Ядерно-физические методы анализа в контроле окружающей среды. Л.: Гидрометеиздат, 1985. с.173–179.
114. Николаевский В.С. Экологическая оценка загрязнения среды и состояния наземных экосистем методами фитоиндикации: монография. М.: МГУЛ, 1998. 191 с.
115. О некоторых закономерностях в сосновых насаждениях при атмосферных осадках / А.А.Мартынюк, Е.В.Дороничева, Т.В. Рыкова, В.С. Таран // Вестник РУДН. Сер.: Проблемы комплексной безопасности . 2007. №3(11). С.43–47.
116. О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2021 году: Государственный доклад. М.: 2022. 686с.
117. О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации: Государственный доклад. М.: 1999. 866с.
118. О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации: Государственный доклад. М.: Госкомприроды. 1997.
119. О состоянии и охране окружающей среды Московской области в 2020 году. Информационный выпуск. М.: Министерство экологии и природопользования Моск. обл., 2021. 170с.
120. Об утверждении "Перечня лесорастительных зон Российской Федерации и Перечня лесных районов Российской Федерации" Приказ МПР от 18 августа 2014 года N 367(с изменениями на 2 августа 2023 года)

121. Об экологическом развитии Российской Федерации в интересах будущих поколений. Доклад к заседанию Госсовета РФ. 27.12.2016г. [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://www.cenef.ru/file/Doklad.pdf> (дата обращения: 04.09.2018).
122. Обзор санитарного и лесопатологического состояния лесов России за 2002 г. Пушкино, ФГУ Рослесозащита, 2003. 112с.
123. Обухов А. И. Методические основы разработки ПДК тяжелых металлов и классификация почв по загрязнению // Система методов изучения почвенного покрова, деградирующего под влиянием химического загрязнения / Почв.ин-т им. В. В. Докучаева. М.: 1992. С. 13–20.
124. Опыт нормирования техногенного воздействия на леса / А.А. Мартынюк, [и др.]. Лесхоз. информ. 1998. Вып. 5. С. 50–65.
125. Основные положения организации и ведения лесного хозяйства на зонально-типологической основе. М.: ВНИИЛМ, 1991. – 13 с.
126. ОСТ 56-108-98. Стандарт отрасли ост 56-108-98 Лесоводство. Термины и определения. (утв. Приказом Рослесхоза от 3 декабря 1998 г. N 203), 6 с.
127. Остромогильский А.Х., Петрухин В.А. Тяжелые металлы в атмосфере: Источники поступления и методы оценки их влияния // Мониторинг фонового загрязнения природной среды. Вып.2. Л.: Гидрометеиздат, 1984. С. 56–70.
128. Павлов И.Н. Древесные растения в условиях техногенного загрязнения. – Улан-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН, 2006 359 с.
129. Перельман А.И. Геохимия элементов в зоне гипергенеза: монография. М.: Недра, 1972. 288 с.
130. Поток соединений азота, серы, фосфора и ряда катионов в системе компонентов фоновых и загрязненных лесных биогеоценозов/ Л.А.Гришина, [и др.]. Мониторинг фонового загрязнения природных сред. Том 4, Гидрометеиздат. Л.: 1987. С. 271–292.
131. Пристова Т.А., Забоева И.В Химический состав атмосферных осадков и лизиметрических вод подзола иллювиально-железистого под хвойно-

широколиственными насаждениями (Республика Коми). // Почвоведение, 2007. № 12. С.1472–1481.

132. Прогностическая модель поражения растительности промвыбросами в атмосферу / Л.И. Болтнева [и др.]. // Взаимодействие между лесными экосистемами и загрязнителями.– Ч. II. Таллин, 1982. С. 163–173.

133. Протасова Н.А. Щербакова А.П., Копаева М.Т. Редкие и рассеянные элементы в почвах Центрального Черноземья. Воронеж: Изд-во Воронеж. ун-та, 1992. 168с.

134. Протокол встречи 12 руководителей лесохозяйственных и лесозаготовительных органов стран-членов СЭВ (Гданьск– Сопот, сентябрь 1983). 1983.

135. Прохорова Н.В, Матвеев Н.М., Павловский В.А. Аккумуляция тяжелых металлов дикорастущими и культурными растениями в лесостепном и степном Поволжье. Самара, Самарский ун-т, 1998. 97 с.

136. Раменский Л.Г. Проблемы и методы изучения растительного покрова: монография. Л.: Наука, 1971. 334 с.

137. Рассеянные элементы в бореальных лесах./ отв.ред. А.С. Исаев. М.: Наука, 2004. 616 с.

138. Растворимость, подвижность и биоаккумуляция микроэлементов / Б. Робинсон [и др.]. // Микроэлементы в окружающей среде: биогеохимия, биотехнология и биоремедиация. Пер. с англ. Д.И. Башмакова, А.С. Лукаткина. М.: ФИЗМАТЛИТ, 2009. С. 122–136.

139. Рачковская М.М., Ким Л.О. Микроэлементы и газоустойчивость растений // Физиолого-биохимические и экологические аспекты устойчивости растений к неблагоприятным факторам внешней среды. Иркутск, 1977. С. 204–207.

140. Рекомендации по ведению лесного хозяйства в насаждениях государственного мемориального и природного заповедника музея – усадьбы Л. Н. Толстого «Ясная Поляна» и охранной зоны. М. : ВНИИЛМ, 2001. 40 с.

141. Ровинский Ф.Я. Фоновое содержание микроэлементов в природных средах//Мониторинг фонового загрязнения природной среды. Л.: Гидрометеиздат, 1987. Вып.4. С. 3–50.
142. Ромашкевич Е.В., Боронин Ю.Б. Фитотоксичность соединений тяжелых металлов в почве для древесных растений // Сб. научных трудов ВНИИЛМ. М.: ВНИИЛМ, 1993. С. 78–82.
143. Рунова Е. М. Влияние техногенного загрязнения на состояние хвойных древостоев : автореф. на соиск. ученой степ. д-ра с.-х. наук: 03.00.16 – экология. Красноярск, 1999. 42 с.
144. Рыкова Т.В. Изменение параметров сосновых экосистем подмосковной Мещеры под воздействием цинка (модельный эксперимент) // Лесной Вестник. М.: МГУЛ. 2006. №6 (48) С. 12–18.
145. Рыкова Т.В. Изучение реакции сосновых фитоценозов на выпадение тяжелых металлов в условиях полевого эксперимента. // Лесохоз. информация. 2015. №1. С. 62–71.
146. Рыкова Т.В. Лесоводственно-экологическая оценка устойчивости сосновых экосистем Подмосковной Мещеры к загрязнению среды тяжелыми металлами // Сб.: Актуальные проблемы лесного комплекса. Вып. 51. Брянск: БГИТА, 2018. С. 161–166.
147. Рыкова Т.В. Лесоводственно-экологическая оценка устойчивости сосновых лесов к загрязнению среды тяжелыми металлами // Материалы XII международной конференции «Охрана и рациональное использование лесных ресурсов». КНР, провинция Хэйлунцзян, Хайхе, 1–4 августа 2023. С. 76–84
148. Рыкова Т.В. Оценка реакции древостоя сосновых молодняков на внесение азотнокислого цинка в полевом эксперименте. [Электронный ресурс] Лесохоз. информ. : электрон.сетевой журн. 2019. № 1. С.137–148. Режим доступа: URL: <http://lhi.vniilm.ru> (дата обращения: 21.08.2020).

149. Рыкова Т.В. Фитотоксичность выпадений цинка для сосновых фитоценозов // Известия Санкт-Петербургской лесотехнической академии. 2023. Вып. 246. С. 177–190.
150. Рыкова Т.В., Касимов В.Д., Омехина И.Ю. Формирование структуры древесины сосны обыкновенной в условиях почвенного загрязнения природной среды (модельный опыт). //Актуальные проблемы лесного комплекса/Под ред. Е.А.Памфилова. Сборник научных трудов по итогам международной научно-технической конференции. Выпуск 17. Брянск: БГИТА, 2007. С.225–227.
151. Рыкова Т.В., Мартынюк А.А. Изучение реакции лесных почв и компонентов фитоценозов сосны обыкновенной на техногенные выпадения цинка в условиях контролируемого полевого эксперимента. // Лесные почвы и функционирование лесных экосистем: материалы VIII Всероссийской научной конференции с международным участием. М.: ЦЭПЛ РАН, 24–27 сентября 2019. С. 51–54.
152. Рыкова Т.В., Мартынюк А.А., Касимов В.Д. Состояние самосева и подроста сосны обыкновенной при загрязнении лесных почв цинком (модельный опыт). // Актуальные проблемы лесного комплекса / Под ред. Е.А.Памфилова. Сборник научных трудов по итогам международной научно-технической конференции. Выпуск 19. Брянск: БГИТА, 2007. С. 151–154.
153. Рысин Л. П. Сосновые леса Европейской части СССР . М.: Наука, 1975. 212с.
154. Рэуце К., Кырстя С. Борьба с загрязнением почвы. М.: Агропромиздат, 1986. 222с.
155. Сает Ю.Е., Ревич Б.А. Эколого-геохимические подходы к разработке критериев нормативной оценки состояния городской среды. Изв. АН СССР, сер.геогр., 1988. № 4. С. 37–46.
156. Свалов Н.Н. Вариационная статистика. М.: МЛТИ. 1983. 79с.

157. Свинец в почвах России / В.В.Снакин [и др.]. // в сб. Тяжелые металлы в окружающей среде. Материалы Международного симпозиума: ПНЦ РАН Пущино, 1997. С. 250–257.
158. Селюкова С.В. Тяжелые металлы в агроценозах // Достижения науки и техники АПК. Т.34, 2020. №8. С. 85–93.
159. Сердюкова А.В., Мартынюк А.А., Касимов В.Д. Накопление фтора в растениях и почвах как показатель воздействия промышленных экосистем на лесные экосистемы // Растения и промышленная среда : тез.докл. I-й Всесоюз. науч. конф. (20–22 марта 1990 г.). Днепропетровск: ДГУ, 1990. С. 132–133.
160. Скрипальщикова Л.Н. Роль лесной растительности в экологической оптимизации техногенных сред // Всероссийская научно-техническая конференция «Охрана лесных экосистем и рациональное использование лесных ресурсов» Тез.докладов Т.1 – М.: 1994, С. 21–23).
161. Смирнов В.Н. Методика проведения полевых почвенных исследований в лесу для лесохозяйственных целей. Йошкар-Ола 1958. 55с.
162. Смит У. Х. Лес и атмосфера . М.: Прогресс, 1985. 429с.
163. Снакин В.В., Присяжная А.А., Рухович О.В. Состав жидкой фазы почв. М.: Изд-во РЭФИА, 1998. 325с.
164. Степанюк В.В., Голенецкий С.П. Влияние высоких доз цинка на элементный состав растений. // Агрехимия. 1991. №7. С. 60–66.
165. Стратегия экологической безопасности. Указ Президента №176 от 19.04.2017. Номер опубликования: 0001201704200016. Дата опубликования: 20.04.2017
166. Сукачев В. Н., Зонн С.В. Методические указания к изучению типов леса. М.: АН СССР, 1964. 144с.
167. Таблицы и модели роста и продуктивности насаждений основных лесобразующих пород Северной Евразии / А.З. Швиденко [и др.]. М.: Федеральное агентство лесного хозяйства, Международный ин-т прикладного системного анализа. 2008. 886с.

168. Таранков В.И., Матвеев С.М. Содержание тяжелых металлов в сосновых биогеоценозах при аэральном техногенном загрязнении // Лесоведение, 2000. №1. С. 39–45.
169. Тарасенко В. П. Влияние техногенного атмосферного загрязнения на лес в условиях Европейской территории СССР // Обзорная информация. Организация лесох. пр-ва, охрана и защита леса.– М. : ЦБНТИлесхоз, 1991.– Вып. 6.– 38 с.
170. Терпелец В.И., Слюсарев В.Н. Учебно-методическое пособие по изучению агрофизических и агрохимических методов исследования почв. Краснодар: КУБГАУ, 2010. 65с.
171. Техногенное загрязнение лесных экосистем Беларуси / Е.Г. Бусько [и др.]. // Под общ.ред. Е.А. Сидоровича. Мн.: Навука і тэхніка, 1995. 319с.
172. Техногенное загрязнение окружающей среды и итоги экологического нормирования химического воздействия на леса / А.А.Мартынюк, Л.Л.Коженков, Е.В.Дороничева, Т.В.Рыкова, А.С.Михайлова.// Сборник трудов, посвященный 70-летию Всероссийского научно-исследовательского института лесоводства и механизации лесного хозяйства. – Пушкино: ВНИИЛМ, 2004. С. 88–99.
173. Титов А. Ф., Казнина Н.М., Таланова В.В. Тяжелые металлы и растения. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2014. 194с.
174. Тяжелые металлы и радионуклиды в агроэкосистемах / РАСХН. М.: Агроэколас, 1994. 288с.
175. Устойчивость к тяжелым металлам дикорастущих видов. / Под ред. Алексеевой-Поповой. Л.: 1991. 214с.
176. Ушакова Г.И. Биогеохимическая миграция элементов и почвообразование в лесах Кольского полуострова. Апатиты, 1997. 150с.
177. Федеральный закон от 10.01. 2002 №7– ФЗ «Об охране окружающей среды» [Электронный ресурс] (дата обращения: 17.04.2020). Режим доступа: https://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_34823/?ysclid=lumrhd40gf144551528

178. Физиология растительных организмов и роль металлов./ А.Г. Дмитриева [и др.]. МГУ. Москва. 2002. 160с.)
179. Фитотоксичность органических и неорганических загрязнителей / В.П. Тарабрин [и др.]. Киев: Наукова думка, 1986. 219с.
180. Фитотоксичность солей цинка для насаждений сосны обыкновенной при почвенном внесении в полевом эксперименте/А.А.Мартынюк, Т.В Рыкова, Л.Л.Коженков, Е.В.Дороничева, И.Ю.Омехина// Мониторинг состояния лесных и урбо- экосистем.– Международная научная конференция / Тезисы докладов. М.: МГУЛ, 2002. С.49–51.
181. Фокин А.Д. Роль растений в перераспределении веществ по почвенному профилю // Почвоведение, 1999. №1. С. 109–116.
182. Хакимов, С., Исраилов М., Кист А.А. К вопросу миграции тяжёлых элементов в поверхностных и склоновых водах Зааминского заповедника. В кн.: Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах. Л.: Гидрометеиздат, 1989. С.189–194.
183. Химические элементы и аминокислоты в жизни растений, животных и человека. / П.А.Власюк [и др.]. Киев: Наук.думка, 1974. 218 с.
184. Хомич В.С. Накопители твердых бытовых отходов, как потенциальные источники загрязнения среды// Тр. Междун. Конф. “Экология и здоровье человека. Охрана водного и воздушного бассейнов. Утилизация отходов». 11–15 июня 2001г. г. Щелкино, АР Крым Т.2., Украина. Харьков, 2001. С. 402–404.
185. Хомич В.С., Кухарчик Т.И., Какарека С.В. Цинк в почвах городов Беларуси // Почвоведение. 2004. №4. С.430–440.
186. Цветков В. Ф., Цветков И. В. Лес в условиях аэротехногенного загрязнения. Архангельск: [б. и.], 2003. 354с.
187. Черненькова Т.В. Динамика биологического разнообразия таежных лесов в условиях промышленного загрязнения: автореферат дис. ... доктора биологических наук: 11.00.11 – Охрана окружающей среды и рациональное

использование природных ресурсов / Ин-т проблем экологии и эволюции Российской академии наук им. А. Н. Северцова. – Москва, 2000. – 42 с.

188. Черненькова Т.В. Подходы к количественной оценке биологического ущерба лесных сообществ в условиях техногенной нагрузки // Экология. РАН. Отделение биологических наук. М.: 2003. №3 С. 163–170.

189. Черненькова Т.В. Реакция лесной растительности на промышленное загрязнение: монография. М.: Наука, 2002. 191с.

190. Черных Н.А. Изменение содержания ряда химических элементов в растениях под действием различных количеств тяжелых металлов в почве // Агрохимия. 1991. №3. 68с.

191. Чернышенко О.В. Поглотительная способность и газоустойчивость древесных растений в условиях города: автореф. дисс. на соиск. уч. степ. докт. биол. наук, 03.00.16 – экология. М., 2001. 36с.

192. Чернышенко О.В. Устойчивость и поглотительная способность насаждений в урбоэкосистемах. // Лесной вестник. 1999. №2(7). С 77–78.

193. Шенников А.П. Введение в геоботанику. Л.: изд-во Ленинградского университета, 1964. 447с.

194. Шилова Е.И. Лизиметрический метод, его значение и условия применения для познания современных процессов почвообразования. // Применение лизиметрических методов в почвоведении, агрохимии и ландшафтоведении. Л.: 1972. С. 1–22.

195. Школьник М.Я. Микроэлементы в жизни растений: монография. Л.: Наука. Ленингр.отд., 1974. 324с.

196. Экогеохимия городских ландшафтов /Под ред. Н. С. Касимова.– М. : Изд-во МГУ, 1995. 336 с.

197. Экологические аспекты экспертизы изобретений / Н.Г.Рыбальский [и др.]. М.: ВНИИПИ, 1989. 450 с.

198. Экологический паспорт Воскресенского района Московской области : в 4-х томах.– Пушкино : ВНИИЛМ, 1990–1991г.

199. Экологический энциклопедический словарь. М.: Издательский дом "Ноосфера", 2002 930с.
200. Экологическое нормирование и управление качеством почв и земель / Под общ. ред. С.А. Шобы, А.С. Яковлева, Н.Г. Рыбальского. – М.: НИИ-Природа, 2013. – 310 с.
201. Экологическое нормирование техногенного воздействия на леса, основные итоги исследований./А.А.Мартынюк, Е.В.Доронищева, Т.В.Рыкова, Е.В.Ромашкевич // Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України. Житомир: Волинь, 2001. С.116–124.
202. Ярмишко В.Т. Сосна обыкновенная и атмосферное загрязнение на Европейском Севере. СПб. 1997. 210с.
203. Air Quality Guidelines-Ecological Effects Of Air Pollutants // World Health Organization; Regional Office for Europe ; ICP/CEN 902/m 71(S).– 29 July, 1985.
204. Assessing availability, phytotoxicity and bioaccumulation of lead to ryegrass and millet based on 0.1 mol/L Ca(NO₃)₂ extraction/ Ji-Tao S., Bao-guo T., Hong-tao W., Basta N., Schroder J., Casillas M. // Journal of environmental sciences. 2006. V. 18(5). P. 958–963.
205. Bowen H.J.M.. Environmental chemistry of the elements. Academic Pres. London, 1979p. 275– 316.
206. Chibuike G. U. and Obiora, C. S. Heavy metal polluted Soils Effect on Plants and Bioremediation methods. // Applied and environmental soil science №2, 2014: p.12–24.
207. Clemens S. Toxic metal accumulation, Response to Exposure and Mechanisms of tolerant in plants // Biochemie. 2006. № 88(11), p. 1707– 1719.
208. Coby S.C. Wong. Urban environmental geochemistry of trace metals/ Coby S.C. Wong, Xiangdong Li, Iain Thornton. // Environmental Pollution. 2006. V. 142. P. 1–16.

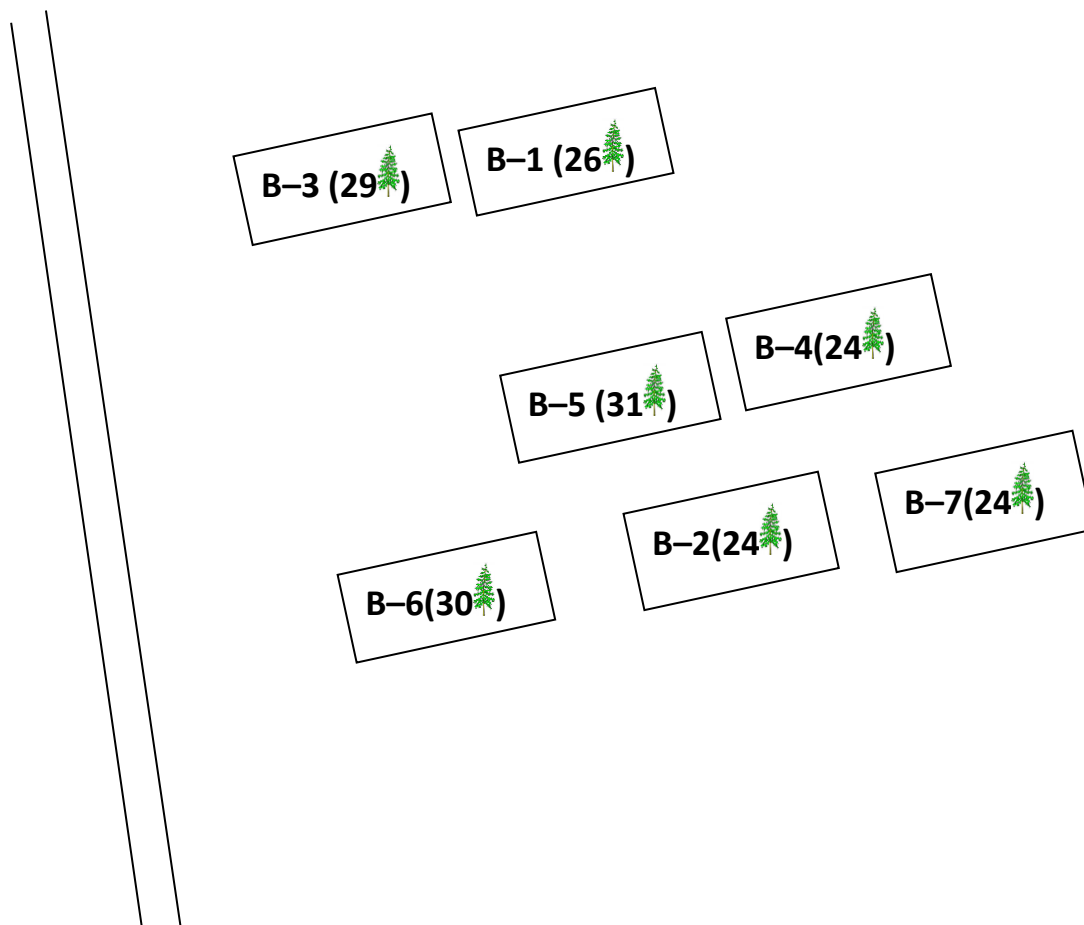
209. Crnkovic D., Ristic M., Antonovic D. Distribution of heavy metals and Arsenic in soils of Belgrade (Serbia and Montenegro) // *Soil & Sediment Contamination*. 2006. V. 15. P. 581–589.
210. Environmental Pollution by Heavy Metal: An Overview Nachana'a Timothy, Ezekiel Tagui Williams Department of Chemistry. /*International Journal of Environmental Chemistry*. Vol. 3, No. 2, 2019, pp. 72–82.
211. Greszta J. Humus degradation under the influence of simulated "acid rain" / J. Greszta, T. Wachalewski, A. Gruszka // *Water, Air and Soil Pollut.*– 1992.– 63.– N 1–2.– P. 51–66.
212. Hammer D., Keller C. Changes in the rhizosphere of metal-accumulating plants evidenced by chemical extractants // *Journal of Environmental Quality*. 2002. V. 31(5). P. 1561 –1569.
213. Heavy metals in a system the soil plant in the conditions of pollution. / M. V. Zaytseva, A. L. Kravchenko, Y. A. Strel'nikov, V. A. Sotnikov // *Scientific Notes of Orel State University. Ser. Natural. Technical and Medical Sciences*, 2013. vol. 3, no. 53. pp. 190–192.
214. Keller T. Begriff und Bedeutung der « latenten Immissionsschadigung» // *Allg. Forst.- u. Jagdztg.* 1977. N 148. S. 115–120.
215. Kisser I. Probleme der Baumphysiologie // *Allg. Forstzeitsch.* 1965. N 20. S. 104– 106.
216. Kloke A. Orientierungsdaten für tolerierbare gesamtgehalte einiger elemente in kulturbodenmitt. *VDLUFA, H*, 1980.1– 3, 9– 11.
217. Kodom K. Heavy metal pollution in soils from anthropogenic activities. LAP LAMBERT Academic Publishing. 2011. 120 p.
218. Manual on methodologies and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forest // *Global Environment monitoring system*. 1996.– 96 p.

219. Markert B., Zhang De Li. Inorganic chemical investigations in the forest biosphere reserve near Kalinin, USSR.II. The distribution of lanthanide elements in the vegetation cover//Vegetatio.1991.Vol.97.P.57– 62
220. Menzies N. W. Evaluation of extractants for estimation of the phytoavailable trace metals in soils/ N. W. Menzies, M. J. Donn, P. M.Kopittke // Environmental pollution. 2007. V. 145(1). P. 121–130
221. Ndzangou S.O. Anthropogenic Pb accumulation in forest soils from Lake Clair watershed: Duchesnay experimental forest (Quebec, Canada) / S.O. Ndzangou, M. Richer-Lafleche, D. Houle // Applied Geochemistry 2006. V.21. P. 2135–2147.
222. Nriagu J.O. Natural versus antropogenic emissions of trace metals to the atmosphere// Control and fate of atmospheric trace metals. Dordrecht: Kluwer, 1989. P.3– 14.
223. Podrazsky, W. Effects of liming on forest soils in severe site and immission conditions // Commun. Inst. Forest. Bohem., 1995.– 18.– p. 97–106.
224. Potentially toxic Metal Contamination of Urban Soils and Roadside Dust in Shanghai, China./ Shi G., Chen Z., Xu S., Zhang J., Wang L., Bi C., Teng J. //Environmental Pollution. 2008, Vol. 156, No. 2, pp. 251–260.
225. Przedpelska E. Arabidopsis arenosa (Brassicaceae) from Lead-Zinc Waste Heap in Southern Poll and a Plant with High Tolerance to Heavy Metals/ E.Przedpelska, M. Wierzbicka // Plant Soil. 2007. V. 299. P. 43–53.
226. Rostanski, K. Przemiany antropogeniczne w fitozenosach leśnych wokół kombinaty metalurgicznego Huta Katowice w pierwszym 10– leciu jego działalności produkcyjnej / K. Rostanski// Biul./ PAN. Kom. inz. srod., 1990.– N 5.– c.135–168.
227. Sporek, K. Wpływ zanieczyszczeń powietrza na przyrost wysokości sosny pospolitej / K. Sporek // PWN.– Warszawa– Wrocław.– 1983.– s. 99.
228. Tire-wear particles as a source of Zn to the environment / T.B. Cuncell, K.U.Duckenfield, E.R. Landa, E. Callender // Environmental Science and Technology. 2004. V. 38. P. 4206–4214.

229. Weissmanova H.D. Indices of soil contamination by heavy metals – methodology of calculation for pollution assessment (minireview) / H.D. Weissmannova, J. Pavlovsky // *Environ. Monit. Assess*, 2017. – V. 189:616.
230. Yang X. Molecular Mechanisms of Heavy Metal Hyperaccumulation and Phytoremediation/ X. Yang, Y. Feng, He Z, Stoffella P.J. // *J. Trace Elem. Medic. Biol.* 2005. V. 18. P. 339–353.
231. Zhou P. Source mapping and determining of soil contamination by heavy metals using statistical analysis, artificial neural network, and adaptive genetic algorithm / P. Zhou, Y. Zhao, Z. Zhao, T. Chai // *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2015. – V. 3. – P. 256–257.

Приложение А –Схемы расположения опытных делянок на стационарных участках

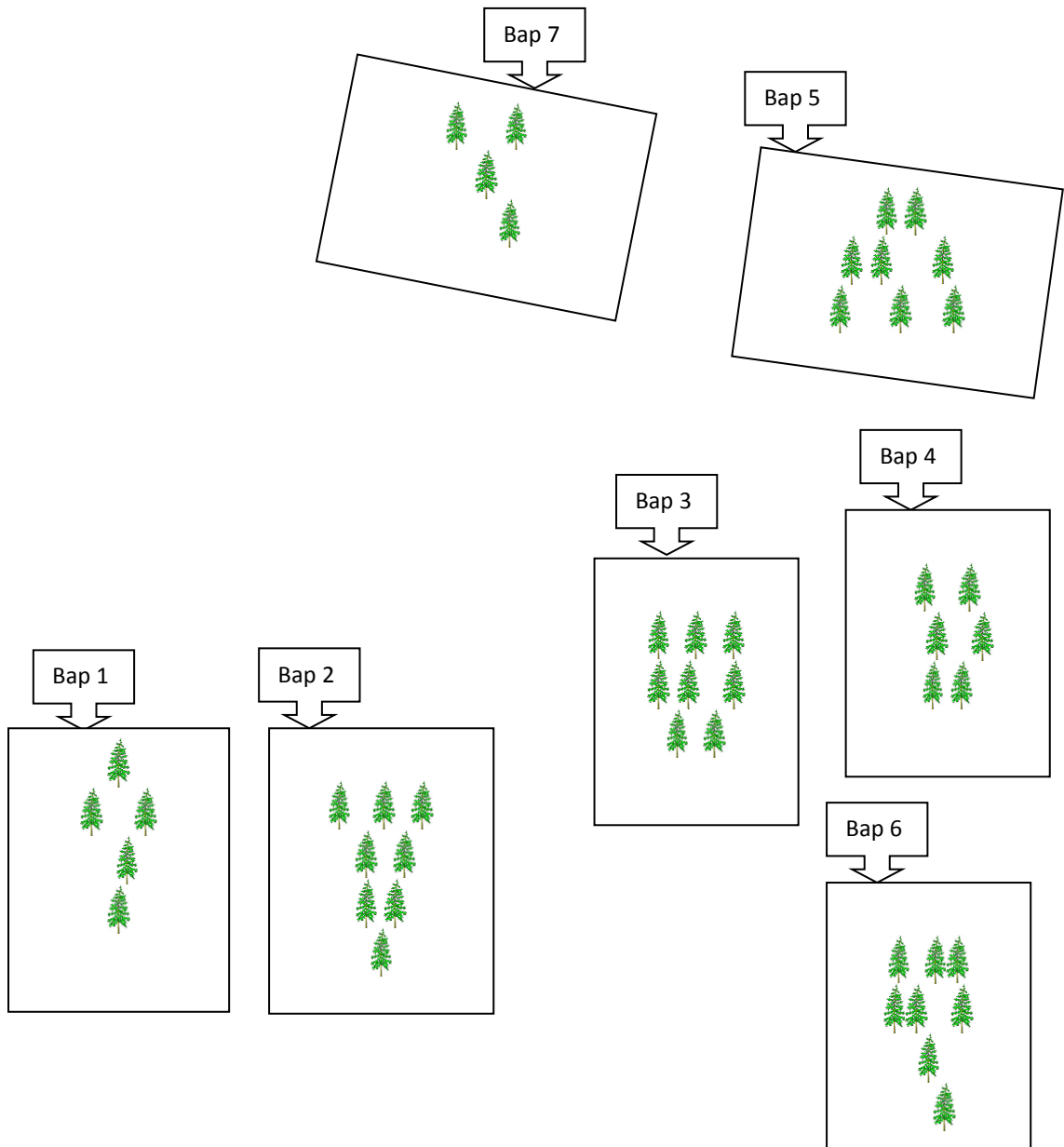
Схема расположения опытных делянок на стационарном участке 1 по вариантам опыта с внесением в почву азотнокислого цинка в культурах сосны 15 лет (№варианта, количество деревьев)



№ п/п	1	2	3	4	5	6	7	Всего
Дозы внесения цинка: мг/кг по Zn	0	23	100	300	500	750	1000	–
г/м ² по Zn	0	6,9	30,0	90,0	150,0	225,0	300,0	–
г/м ² по Zn(NO ₃) ₂ ·6H ₂ O	0	31,4	136,5	409,5	682,5	1023,8	1365,1	2624,9

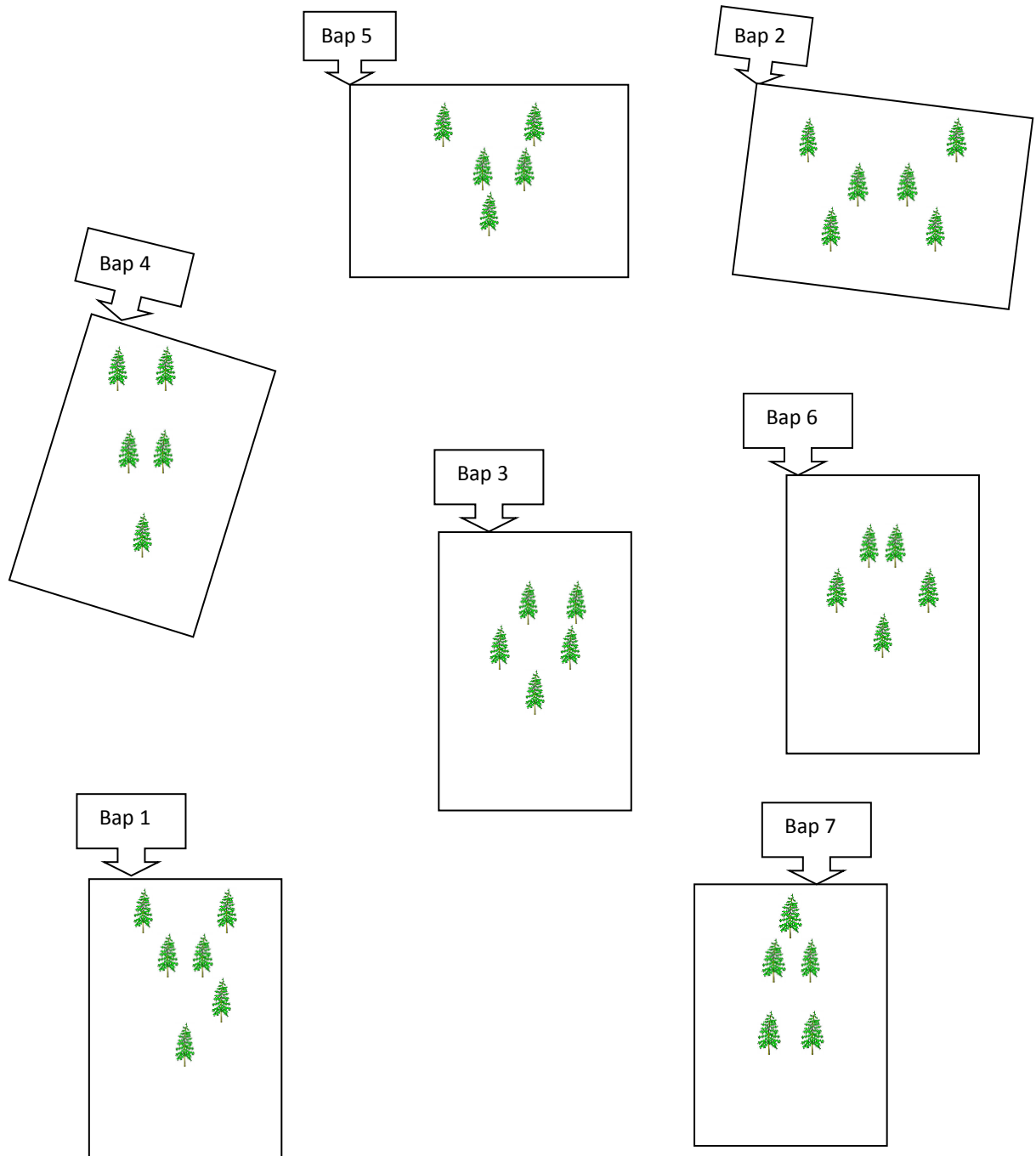
Размеры площадок: 5х8м; в делянку входят по 3 ряда культур сосны (ширина междурядий в них –2м, шаг посадки–1м)

Схема расположения опытных делянок и размещения деревьев на стационарном участке 2 по вариантам опыта с внесением в почву азотнокислого цинка в культурах сосны 60 лет



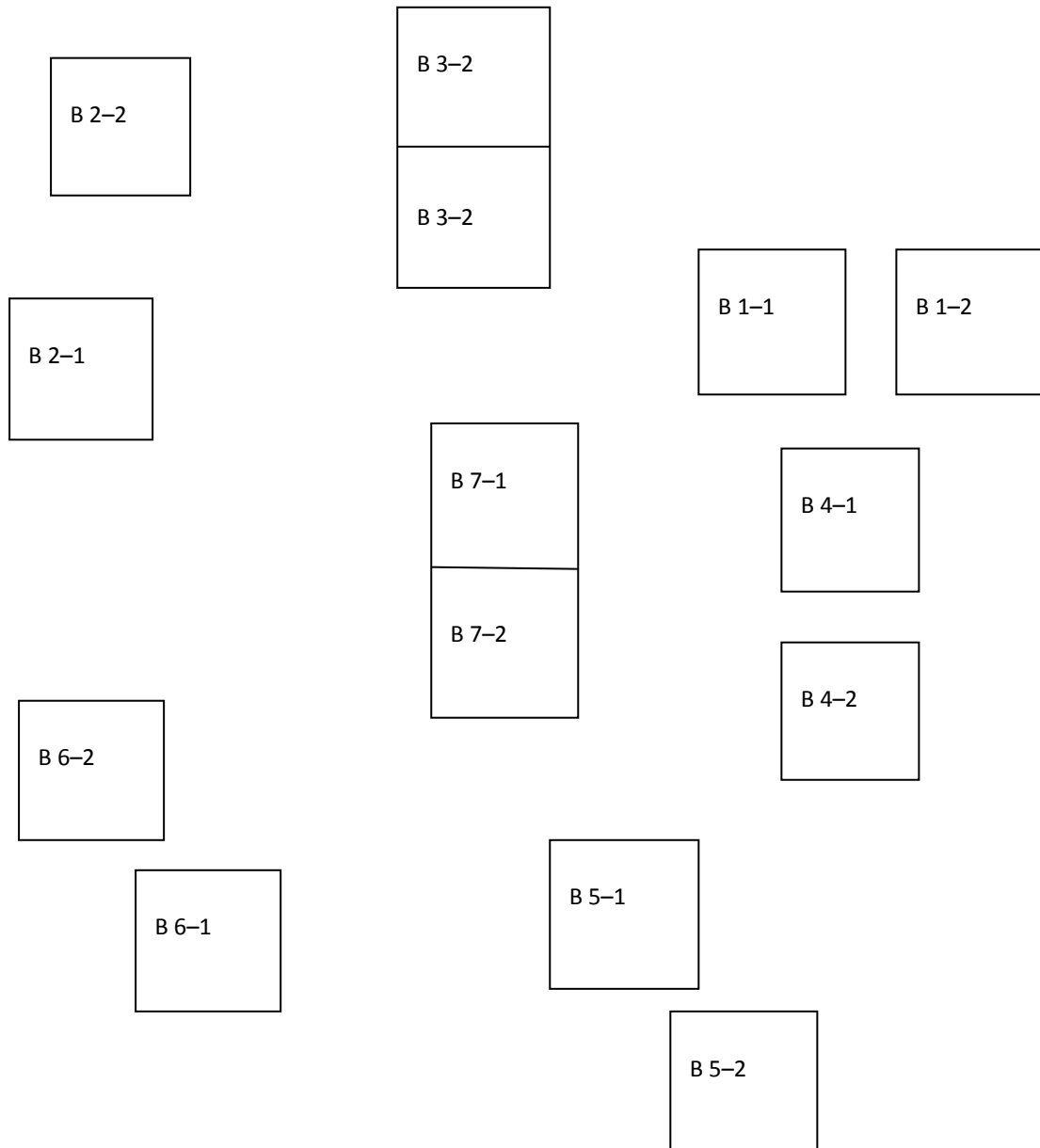
Варианты опыта	1(К)	2	3	4	5	6	7
Дозы внесения цинка: мг/кг по Zn	0	23	100	500	750	1000	2000
г/м ² по Zn	0	6,9	30,0	150,0	225,0	300,0	600,0
г/м ² по Zn(NO ₃) ₂ ·6H ₂ O	0	31,4	136,5	682,5	1023,8	1365,1	2730,2

Схема расположения опытных делянок и размещения деревьев на стационарном участке 3 по вариантам опыта с внесением в почву азотнокислого цинка в культурах сосны 120 лет



№ п/п	1	2	3	4	5	6	7
Дозы внесения цинка: мг/кг по Zn	0	23	100	750	1000	2000	3000
г/м ² по Zn	0	6,9	30,0	225,0	300,0	600,0	900,0
г/м ² по Zn(NO ₃) ₂ ·6H ₂ O	0	31,4	136,5	1023,8	1365,1	2730,2	4095,3

Схема расположения опытных делянок по вариантам опыта с внесением в почву азотнокислого цинка в культурах сосны 60 лет (реакция самосева и подроста на воздействие солей цинка)



Варианты опыта	1 контроль	2	3	4	5	6	7
Дозы внесения цинка: мг/кг по Zn	0	23	100	500	750	1000	2000
г/м ² по Zn	0	6,9	30,0	150,0	225,0	300,0	600,0
г/м ² по Zn(NO ₃) ₂ ·6H ₂ O	0	31,4	136,5	682,5	1023,8	1365,1	2730,2

Приложение Б– Описания почвенных разрезов

Описание почвенного разреза № 1

Московская обл., Воскресенский район, Куровской лесхоз, Ильинское лесничество

A₀ 0–0,5(1,0) см, лесная подстилка, слаборазложившаяся опад (O), ферментативная (F) O+F, свежая, рыхлая, состоит в основном из хвои сосны, местами почти отсутствует. Переход ясный.

A₁0,5 (1,0)–8(10) см, гумусовый горизонт, цвет серый, местами темно–серый, на правой стенке разреза темно–серая часть горизонта расположена ниже серой (старопахотный слой). Связнопесчаный, непрочнокомковатый, почти рыхлый, свежий. В горизонте сосредоточена основная масса корней. Переход ясный неровный.

A₂8(10) –21(30) см, подзолистый горизонт, белесовато–палевый, связнопесчаный, темно–зернистый, слоеватый почти бесструктурный, слабо уплотнен, увлажнен, пронизан корнями растений преимущественно древесными, переход постепенный.

A₂B 21(30) – 60 (65) см, слоистый, прослойки и пятна белесовато–палевого и буровато–палевого цвета, встречаются отдельные мелкие пятна бурого легкого суглинка (d=1–2 см), мех. Состав связнопесчаный, почти бесструктурный, сильно уплотнен, увлажнен. Заходят редкие корни. Переход очень постепенный.

A₂B 60(65) –100 см, палевый, связнопесчаный почти бесструктурный с буровато–серыми легко суглинистыми комками и глыбами (d=1–3) см, слабо уплотнен сильно увлажнен. Встречаются единичные валунчики d=5–7см.

BC100–140см, палевый, связнопесчаный бесструктурный с теми же единичными комками серо–бурого легкого суглинка, слабо уплотнен.

Полевое название почвы: Дерново–подзолистая псевдофибровая связнопесчаная на моренном связном тонкозернистом песке.

Описание почвенного разреза № 2

Московская обл., Воскресенский р–он, Куровской лесхоз, Ильинское лесничество

A₀ 0–1(2) см, цвет: темно–бурая лесная подстилка. Состоит из разложившихся остатков хвои, листьев, сучьев, изредка шишек сосны. Состоит из 3 подгоризонтов (L–хвоя и листья; F–ферментативный, H–гумусированный слой).

A₁ 1(2)см–3(4) см, темно–серый, почти черный, супесчаный, непрочно–комковатый, рыхлый, увлажнен, переплетен корнями трав и деревьев. Переход резкий по цвету, почти ровный.

B₁ 3(4)–20(29) см, бурый с сероватым оттенком, связнопесчаный, рыхлый, увлажнен; в горизонте сосредоточена основная масса корней деревьев и трав; переход ясный, неровный.

A₂20(29)–25(43) см, белесо–палевый, мехсостав – рыхлопесчаный, тонкозернистый, рыхлый, увлажнен, пронизан редкими корнями растений. Местами горизонт почти полностью выклинивается, а местами достигает мощности 20–25 см. Переход постепенный, неровный.

B₂ 25(43)–45(55) см, желтовато–бурый, связно–песчаный, слабоувлажнен; заходят редкие корни растений, встречен единичный валунчик d–3–4см. Переход постепенный неровный.

BC'45(55)–75(80) см, белесовато–палевый, рыхло–песчаный, тонкозернистый, уплотнен, увлажнен; переход постепенный неровный.

BC''75(80)–110(115) см, желто–бурый, внизу коричневато–бурый, связно–песчаный, тонкозернистый, уплотнен, увлажнен; Встречен 1 валунчик размером 2–5–14см.Переход резкий неровный

BC'''110(115)–150 см, сизовато–серовато–палево–белесый, связнопесчаный, тонкозернистый, уплотнен, влажный.

Полевое название почвы: дерново–подзолистая мелко–дерновая, поверхностно–подзолистая, псевдофибровая связнопесчаная на слоистом рыхлом тонкозернистом водноледниковом песке.

Описание почвенного разреза № 3

Московская обл., Воскресенский район, Куровской лесхоз, Ильинское лесничество

A₀ 0,5 – (1,0) см, лесная подстилка, серо – бурого цвета, рыхлая свежая, слабо, местами средне разложившаяся. Почти везде находится под слоем мха. Переход в нижележащий горизонт ясный, ровный. Сверху подстилка покрыта не сплошным слоем хвои сосны, сучьев и шишек – лесным опадом.

A₁0,5(1,0) – 3(4) см, цвет – серый, при подсыхании с белесоватым оттенком; структура – непрочнокомковатая, рыхлая, связнопесчаный. В горизонте сосредоточена основная масса мелких корней растений. Переход ясный, слегка неровный.

A_{1A}23(4)–12(14) см, переходный гумусово–подзолистый горизонт (старопахотный). Цвет серовато – палевый связнопесчаный, мелкозернистый,

почти бесструктурный, свежий, рыхлый. Пронизан корнями сосны $d=1-3$ см. Переход в нижележащий горизонт ясный почти ровный, хорошо выражен.

A₂12(14)–21(24) см, подзолистый горизонт, белесый с палевым оттенком, рыхлопесчаный, тонкозернистый, бесструктурный, рыхлый. Встречаются единичные включения валунчиков, $d=2-4$ см. Переход сильноязыковатый, ясновыраженный; на одной из стенок разреза на небольшом участке горизонт отсутствует

A₂B 21(24)–28(35) см, переходный подзолисто иллювиальный подгоризонт. Цвет: языки и пятна палевого и коричневато-бурого цвета мелкозернистый рыхлый песок, с единичным валунчиком, $d=3-6$ см., почти бесструктурный очень слабо уплотнен, местами подгоризонт почти выклинивается, переход ясный, неровный

B₁ 28(35)–45(48) см, иллювиальный горизонт, коричневато-бурый, напрочнокомковатый, связнопесчаный, встречаются валунчики $d=5-12$ см, мелкозернистый, почти рыхлый, слабо увлажнен заходят единичные древесные корни, переход постепенный

B₂ 45(48)–74 см, иллювиальный, буроватопалевый, рыхлопесчаный, мелкопесчаный. Изредка встречаются валунчики $d=5-8$ см. Бесструктурный, рыхлый, заходят единичные корешки. Переход постепенный.

BC 74–87 см, переходный к почвообразующей породе иллювиальный горизонт, палевый с коричнево-бурыми тонкими (0,5–1 см) прослойками

C 87–150 см, почвообразующая порода, палевый тонкозернистый песок без включения камней-валунчиков, слабоуплотнен, увлажнен.

Полевое название почвы: Дерново-подзолистая неглубокоподзолистая связнопесчаная на водно-ледниковом рыхлом песке

Приложение В – Динамика состояния древостоев сосны разных групп возраста

Динамика состояния древостоев сосны разных групп возраста при различных величинах нагрузок цинка

№ п/п	№ вариантов	Нагрузка цинка, г/м ²	Категория состояния	Доля (в %) от общего числа деревьев по годам наблюдений						
				1999	2000	2001	2002	2003	2004	Среднее
Молодняки										
1	1	Контроль	1	91	75	46	29	61	69	61,8
2			2	9	25	54	71	35	27	36,8
3			3	0	0	0	0	4	4	1,3
4			4	0	0	0	0	0	0	0,0
5			5	0	0	0	0	0	0	0,0
6	2	7	1	61	58	35	35	58	58	50,8
7			2	35	42	61	58	42	42	46,7
8			3	4	0	4	7	0	0	2,5
9			4	0	0	0	0	0	0	0,0
10			5	0	0	0	0	0	0	0,0
11	3	30	1	78	55	10	7	14	14	29,7
12			2	22	45	90	86	86	86	69,2
13			3	0	0	0	7	0	0	1,2
14			4	0	0	0	0	0	0	0,0
15			5	0	0	0	0	0	0	0,0
16	4	90	1	92	42	8	4	17	21	30,7
17			2	8	50	92	96	83	79	68,0
18			3	0	8	0	0	0	0	1,3
19			4	0	0	0	0	0	0	0,0
20			5	0	0	0	0	0	0	0,0
21	5	150	1	84	36	94	3	3	3	37,2
22			2	13	61	3	84	52	48	43,5
23			3	3	3	3	10	32	35	14,3

24			4	0	0	0	3	10	10	3,8
25			5	0	0	0	0	3	3	1,0
26	6	225	1	71	8	8	8	4	4	17,2
27			2	29	33	33	42	29	29	32,5
28			3	0	8	8	0	17	17	8,3
29			4	0	4	4	0	4	0	2,0
30			5	0	47	47	50	46	50	40,0
31	7	300	1	81	6	3	3	3	3	16,5
32			2	19	13	26	10	17	17	17,0
33			3	0	13	3	16	10	7	8,2
34			4	0	3	0	3	3	3	2,0
35			5	0	65	68	68	67	70	56,3
Средневозрастные										
36	1	Контроль	1	–	80	80	80	80	60	76,0
37			2	–	20	20	20	20	40	24,0
38			3	–	0	0	0	0	0	0,0
39			4	–	0	0	0	0	0	0,0
40			5	–	0	0	0	0	0	0,0
41	2	7	1	–	62,5	37,5	37,5	62,5	62,5	52,5
42			2	–	25	50	50	25	25	35,0
43			3	–	0	0	0	0	–	0,0
44			4	–	12,5	0	0	0	–	2,5
45			5	–	0	12,5	12,5	12,5	12,5	20,0
46	3	30	1	–	50	25	37,5	37,5	37,5	37,5
47			2	–	12,5	37,5	25	37,5	37,5	30,0
48			3	–	12,5	37,5	25	12,5	12,5	20,0
49			4	–	25	0	12,5	0	0	7,5
50			5	–	0	0	0	12,5	12,5	5,0
51	4	150	1	–	66,7	33,3	16,7	66,7	66,7	50,0
52			2	–	33,3	66,7	83,3	33,3	33,3	50,0
53			3	–	0	0	0	0	0	0,0

54			4	–	0	0	0	0	0	0,0
55			5	–	0	0	0	0	0	0,0
56	5	225	1	–	–	14,3	28,6	28,6	14,3	21,5
57			2	–	–	85,7	42,9	14,3	28,6	42,9
58			3	–	–	0,0	28,6	57,1	0	21,4
59			4	–	–	0	0	0	0	0,0
60			5	–	–	0	0	0	57,1	14,3
61	6	300	1	–	75	0	12,5	50	12,5	30,0
62			2	–	25	62,5	37,5	0	37,5	32,5
63			3	–	0	12,5	12,5	0	0	5,0
64			4	–	0	0	0	0	0	0,0
65			5	–	0	25	37,5	50	50	32,5
66	7	600	1	–	25	0	0	0	0	5,0
67			2	–	25	25	25	25	25	25,0
68			3	–	50	25	0	0	0	15,0
69			4	–	0	25	0	0	0	5,0
70			5	–	0	25	75	75	75	50,0
Спелые										
71	1	Контроль	1	–	–	–	83	83	83	83
72			2	–	–	–	17	17	17	17
73			3	–	–	–	0	0	0	0
74			4	–	–	–	0	0	0	0
75			5	–	–	–	0	0	0	0
76	2	7	1	–	–	–	83	67	67	72
77			2	–	–	–	17	33	33	28
78			3	–	–	–	0	0	0	0
79			4	–	–	–	0	0	0	0
80			5	–	–	–	0	0	0	0
81	3	150	1	–	–	–	80	80	80	80
82			2	–	–	–	20	20	20	20
83			3	–	–	–	0	0	0	0

84			4	–	–	–	0	0	0	0
85			5	–	–	–	0	0	0	0
86	4	225	1	–	–	–	80	80	80	80
87			2	–	–	–	20	20	20	20
88			3	–	–	–	0	0	0	0
89			4	–	–	–	0	0	0	0
90			5	–	–	–	0	0	0	0
91	5	300	1	–	–	–	60	20	20	33
92			2	–	–	–	40	60	60	53
93			3	–	–	–	0	0	0	0
94			4	–	–	–	0	0	0	0
95			5	–	–	–	0	20	20	13
96	6	600	1	–	–	–	60	0	0	20
97			2	–	–	–	40	60	40	47
98			3	–	–	–	0	20	40	20
99			4	–	–	–	0	20	0	7
100			5	–	–	–	0	0	20	7
101	7	900	1	–	–	–	60	0	0	20
102			2	–	–	–	40	20	0	20
103			3	–	–	–	0	20	20	13
104			4	–	–	–	0	0	0	0
105			5	–	–	–	0	60	80	47

Приложение Г– Динамика индексов состояния деревьев разных классов Крафта в средневозрастных древостоях сосны

Динамика индексов состояния деревьев разных классов Крафта в средневозрастных древостоях сосны при различных величинах нагрузок цинка

№№ вариантов	Нагрузка Zn г/м ²	Класс Крафта	Индексы состояния (баллы) по годам наблюдений			
			1-й год	2-й год	3-й год	4-й год
1	Контроль	I	1	1	1,5	1
		II	1,5	1,5	1	1,5
		III	1	1	1	1
		IV	0	0	0	0
		V	0	0	0	0
2	7	I	0	0	0	0
		II	1,2	1,6	1,6	1,2
		III	1,5	1,5	1,5	1,5
		IV	0	0	0	0
		V	4	5	5	5
3	30	I	1	2	2	2
		II	1	1,3	1	1
		III	2,5	2,5	2,5	2
		IV	4	3	3,5	4
		V	0	0	0	0
4	150	I	1	1,75	1,75	1,25
		II	2	2	2	1
		III	2	1	2	2
		IV	0	0	0	0
		V	0	0	0	0
5	225	I	–	1,0	3,0	5,0
		II	–	1,75	2,25	3,25
		III	–	2,0	3,0	2,0
		IV	–	0	0	0
		V	–	0	0	0
6	300	I	1	2	2	1
		II	1,28	2,4	3,3	3,3
		III	0	0	0	0
		IV	0	0	0	0
		V	0	0	0	0
7	600	I	1	2	2	3
		II	2	5	5	5
		III	0	0	0	0
		IV	3	3,5	5	5
		V	0	0	0	0