

**Медведев Иван Филиппович**  
**Дервягин Сергей Сергеевич**

# **ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ЭКОСИСТЕМАХ**

**(Монография)**

**Саратов, 2017**

**УДК 581.192.6(551.4)**

**ББК**

**М42**

Рецензенты:

- доктор сельскохозяйственных наук, заместитель директора по научной работе ФГБНУ «Ульяновский НИИСХ» **Никитин С.Н.**

- доктор сельскохозяйственных наук, ведущий научный сотрудник отдела земледелия ФГБНУ «Самарский НИИСХ» **Чичкин А.П.**

- доктор сельскохозяйственных наук, профессор ФГБОУ ВО «Саратовский Социально-экономический институт РЭУ» **Титов В.Н.**

**Медведев И.Ф., Деревягин С.С.**

**М42 Тяжелые металлы в экосистемах / Саратов: «Ракурс», 2017. – 178 с.**

В монографии представлены результаты многолетних комплексных исследований авторов по проблеме формирования депо тяжелых металлов в ландшафтах и экосистемах. Выявлены закономерности содержания и перераспределения тяжелых металлов в системе почва-вода-растение. Дана количественная оценка содержания в почвах элементов различной степени подвижности (растворимости). Определена интенсивность выноса растениями тяжелых металлов из почвы в зависимости от эколого-географического положения районов, интенсивности процессов водной эрозии, внесения удобрений, видового состава фитоценозов и других факторов.

Книга предназначена для студентов и аспирантов, обучающихся по программам «экология», «природопользование», «агрохимия» и смежным с ними, а также специалистов в области почвоведения, биологии, биогеохимии, экологии.

ISBN 978-5-9758-1665-8

© Медведев И.Ф., Деревягин С.С., 2017  
© ФГБНУ «НИИСХ Юго-Востока», 2017

## Введение

Одна из важных задач современной агроэкологии – изучение закономерностей круговорота в биосфере химических элементов, являющихся регуляторами биологических процессов. Среди таких элементов особое место занимают тяжелые металлы (ТМ). Условно к ним относят химические элементы с атомной массой более 50, обладающие свойствами металлов или металлоидов и считающиеся наиболее токсичными. Такие металлы, как тантал, платина, золото, являются физиологически инертными. К очень токсичным относятся Be, Co, Ni, Cu, Zn, Sn, As, Se, Te, Pb, Cd, Hg, Rb и др. Некоторые из них известны как микроэлементы, значимость которых в процессе метаболизма научно доказана, они используются в сельском хозяйстве и медицине. Чаще всего термин тяжелые металлы рассматривается не с химической, а с медицинской и природоохранной точек зрения, поскольку учитывается их биологическая активность и токсичность [40, 134].

Роль ионов металлов в физиологии человека многообразна. Необходимым считают такой химический элемент, при недостатке которого в организме возникают функциональные нарушения (гипомикроэлементозы): болезнь Менкеса (дефицит меди), врожденные пороки развития (дефицит цинка), диабет (дефицит марганца). В горном районе Квинта (Китай) выявлен эндемичный кретинизм, обусловленный дефицитом микроэлементов в местных пищевых продуктах. Ионы некоторых металлов служат терапевтическими агентами. Карбоксилаты цинка, например, используются против бактерий, вызывающих заболевание «ноги

атлета», а лития – при лечении маниакальной депрессии. При высоких концентрациях ионы металлов становятся токсичными, что ведет к функциональным деформациям, отравлениям. В зависимости от концентрации и продолжительности взаимодействия с организмом металл может иметь одно из вышеуказанных проявлений [55, 93, 96, 108, 112].

Охрана почв, вод, растений от загрязнений является важной задачей, так как любые вредные соединения, находящиеся в окружающей среде, рано или поздно попадают в организм человека, способны аккумулироваться в тканях, и прежде всего в костях [61, 103, 129-132, 134].

Производство экологически безопасной сельхозпродукции, которая соответствует органолептическим, общегигиеническим, технологическим и токсикологическим нормативам и не оказывает негативного влияния на здоровье людей и животных, на состояние окружающей среды, сегодня является одной из важнейших задач агропромышленного комплекса. Чтобы получать такую продукцию, необходимо достоверно знать эколого-токсикологическую обстановку в ландшафтах и экосистемах.

Исследования авторов призваны выявить закономерности ландшафтного и ценотического распределения тяжелых металлов на примере типичных агроландшафтов Саратовской области (рисунок 1), установить наиболее приемлемые пути использования ландшафтов с учетом состояния в них депо тяжелых металлов.



**Рис. 1. Расположение блоков мониторинга содержания ТМ в ландшафтах Саратовской области**

## **Глава 1. Характеристика основных тяжелых металлов и их токсичность для живых организмов**

### **1.1. Источники поступления тяжелых металлов в окружающую среду**

Экстенсивный характер развития человеческой цивилизации ведет к нарушениям экологической обстановки в природных экосистемах. В настоящее время и в обозримом будущем не представляется возможным полностью нейтрализовать негативную роль человека в биосфере, поэтому на первый план выдвигается необходимость научного обоснования допустимых пределов антропогенного воздействия на природные комплексы и их отдельные элементы [1, 3, 4, 38, 60]. Одним из основных научных подходов в решении данного вопроса является эколого-геохимический анализ количественных и качественных показателей, характеризующих экологическую среду [1, 55, 90, 112, 118].

Анализ литературы позволяет выделить два наиболее значимых природных источника тяжелых металлов в биосфере и как минимум пять антропогенных (рисунок 2).



**Рис. 2. Источники поступления тяжелых металлов в биосферу**

Основная масса тяжелых металлов в экосистемах формируется за счет содержания в почвообразующей породе. Также пополнение этих элементов происходит за счет деятельности человека. Загрязнение почв вокруг промышленных центров происходит в основном под действием выбросов вредных соединений от промышленных предприятий и транспорта. Широко используются в

промышленности и являются активными загрязнителями окружающей среды Cd, Pb, Zn, Hg, Cu [65, 129, 130]. В среднем по европейской территории России концентрация свинца в воздухе достигает 12 мкг/л, кадмия – 0,15 мкг/л, ртути – более 0,08 мкг/л. Годовой поток этих элементов на квадратный метр земной поверхности составляет, соответственно: 8 мг, 0,1мг и 0,06мг, в городах с развитой промышленностью – гораздо больше [81].

Основными загрязнителями являются энергетическая и металлургическая отрасли и связанные с ними добыча углеводородного сырья и переработка рудосодержащих пород. Сжигание угля, горючих сланцев и нефти вызывает преимущественное и более интенсивное загрязнение, чем металлургическое производство. Ежегодно сжигается до 5 млрд. т горючих ископаемых. Почти все металлы можно найти в золе угля и нефти порой в концентрациях, которые экономически оправдывают извлечение их из золы. Масштабы использования ископаемого топлива так велики, что именно сжигание угля, горючих сланцев и нефти вызывает основное загрязнение, более интенсивное, чем металлургическое производство. Если принять во внимание, что к настоящему времени добыто более 130 млрд. т угля и 40 млрд т нефти, то вместе с золой поступили на поверхность земли миллионы тонн металлов, значительная часть которых аккумулирована в верхних горизонтах почв.

При бурении скважин на нефть и газ с пластовыми водами и шламами на поверхность почвы поступает значительное количество тяжелых металлов [122]. С выхлопными газами на почву попадает



более 250 тыс. т свинца в год; это главный источник загрязнения почв свинцом [1, 91, 112]. Исследования Л.Н. Скипина и др. (2007) показали, что загрязнение свинцом и кадмием придорожных полос автомагистралей достигает 100 м [105]. Агропромышленный комплекс также участвует в формировании антропогенного загрязнения металлами, которые входят в состав удобрений и пестицидов [50].

Л.Г. Бондарев (1976) подсчитал возможное поступление металлов на поверхность почвенного покрова в результате производственной деятельности человека при полном исчерпании рудных запасов, сжигании имеющихся запасов угля и торфа и сравнил их с возможными запасами металлов, аккумулированных в гумосфере к настоящему времени [11]. Полученная картина позволяет составить представление о тех изменениях, которые человек в состоянии вызвать в течение 500-1000 лет, на которые хватит разведанных полезных ископаемых (таблица 1).

*Таблица 1*

**Возможное поступление металлов в биосферу при исчерпании достоверных запасов руд, угля, торфа, млн т [11]**

Элемент	Суммарный техногенный выброс металлов	Содержится в гумосфере	Отношение техногенного выброса к содержанию в гумосфере
Pb	207,5	24,0	8,6
As	739,0	12,0	61,6
Cd	7,4	1,2	6,2
U	590,4	2,4	246,0
Hg	0,55	0,024	27,1
Sn	295,7	19,0	15,6
Ag	3,0	0,24	12,5

Учитывая повышение интенсивности геологоразведочных работ и модернизацию технологий добычи природных ископаемых, можно смело увеличить данные цифры на 20-30%.

Техногенное поступление металлов в почвы, закрепление их в гумусовых горизонтах и почвенном профиле в целом не может быть равномерным. Неравномерность и контрастность связаны прежде всего с плотностью населения. Если считать эту связь пропорциональной, то 37,3% всех металлов будет рассеяно всего лишь на 2% площади обитаемой суши [11]. Несмотря на всю приблизительность расчетов, полученные цифры свидетельствуют о возможном превышении естественной концентрации металлов в сотни и тысячи раз.

## **1.2. Характер распределения технофильных элементов по поверхности почвы**

Распределение тяжелых металлов по поверхности почвы зависит от особенностей источников загрязнения, метеорологической специфики региона, геохимических факторов и ландшафтной обстановки в целом.

Характер источника загрязнения, будь то естественный или антропогенный источник, определяет качество и количество выбрасываемого продукта. При этом степень рассеивания зависит от высоты выброса. При отсутствии ветра, зона максимального загрязнения равно 10-40-кратной высоте трубы при высоком и горячем выбросе и 5-20-кратной высоте трубы при низком промышленном выбросе. Длительность нахождения частиц

выбросов в атмосфере зависит от их массы и физико-химических свойств. Чем тяжелее частицы, тем быстрее они оседают.

Воздушные массы разбавляют выбросы и переносят твердые частицы и аэрозоли в направлениях, соответствующих розе ветров. Чем большее расстояние проходит выброс, тем ниже становится его концентрация. В пределах однородного ландшафта по мере удаления от источника выброса уменьшается уровень загрязнения почв.

Чем больше скорость ветра, тем активнее разбавление выброса воздушной массой и тем меньше загрязнение на единице площади. Рассеиванию выбросов, уменьшению их концентрации также способствует турбулентный обмен воздушных масс. При температурной инверсии турбулентный обмен ослабляется и поле рассеивания загрязнителей сокращается при увеличении их концентрации.

Влажность воздуха также влияет на распределение продуктов выбросов. Твердые частицы конденсируют на себя влагу, что увеличивает их размеры и массу и ведет к выпадению на земную поверхность вблизи источника загрязнения.

Промывные явления в почвах, возникающие при обилии осадков и низкой водоудерживающей способности, приводят к переносу тяжелых металлов вглубь почвенного профиля, за счет вымывания из верхних слоев [36, 128].

Помимо метеорологических факторов на характер распределения загрязнителей, тяжелых металлов, оказывает влияние рельеф. Процессы перераспределения веществ,

обусловленные рельефом, сказываются и на перераспределении продуктов загрязнения, поступающих из атмосферы. В том случае, если интенсивность поступления загрязнителей сравнима или меньше скорости процессов перераспределения их в ландшафте, то в аккумулятивных ландшафтах происходит повышенное накопление тяжелых металлов и их соединений, а элювиальные элементы ландшафта остаются сравнительно бедны ими. В том случае, когда приток выбросов с воздушным потоком на высокие элементы рельефа, на плакоры – приводораздельные территории — превосходят процессы ландшафтного перераспределения веществ, тогда почвы повышенных элементов рельефа, почвы автономных ландшафтов будут активнее загрязняться, чем почвы подчиненных транзитных и аккумулятивных ландшафтов. Такой процесс можно назвать инверсией полей загрязнения. Его следует учитывать при выявлении ареалов загрязнения, оценке уровня загрязнений и т.д.

Техногенные ареалы рассеивания формируются в более короткие сроки, чем природные, и затушевывают последние. Металлы вовлекаются в биологический круговорот, передаются по цепям питания и вызывают целый ряд негативных последствий [1, 3, 9, 55, 82, 88, 112].

Неравномерность техногенного распределения металлов усугубляется неоднородностью геохимической обстановки в природных ландшафтах. В связи с этим для прогнозирования возможного загрязнения продуктами техногенеза в предотвращении нежелательных последствий деятельности человечества необходимо понимание законов геохимии, миграции химических

элементов в различных природных ландшафтах или геохимических обстановках [30, 38].

Химические элементы и их соединения, попадая на поверхность почв в ландшафтно-геохимические системы, претерпевают ряд превращений, рассеиваются или накапливаются в зависимости от характера геохимических барьеров, свойственных данной территории. Геохимические барьеры были определены А.И. Перельманом (1961) как участки зоны гипергенеза, на которых изменение условий миграции приводит к накоплению химических элементов. В основу классификации барьеров положены виды миграции элементов. А. И. Перельман выделяет четыре типа и несколько классов геохимических барьеров [87].

1. Биогеохимические барьеры — для всех элементов, которые перераспределяются и сортируются живыми организмами (O, C, H, Ca, K, N, Si, Mg, P, S и др.);

2. Физико-химические барьеры: 1) окислительные – железный или железомарганцевый (Fe, Mn, Co), марганцевый (Mn), серный (S); 2) восстановительные – сульфидный (Fe, V, Zn, Ni, Cu, Co, Pb, U, As, Cd, Hg, Ag, Se), глеевый (V, Cu, U, Ag, Se); 3) сульфатный и карбонатный (Ba, Ca, Sr); 4) щелочной (Fe, Ca, Mg, Sr, Zr, Cu, Ni, Co, Pb, Cd); 5) кислый ( $\text{SiO}_2$ ); 6) испарительный (Ca, Na, Hg, F, S, Sr, Cl, Pb, Ni, U); 7) адсорбционный (Ca, K, Mg, Pb, V, Cr, Zn, Ni, Co, U, As, Hg, Ra); 8) термодинамический (Ca, S);

3. Механические барьеры (Fe, Ti, Cz, Ni, Th, Sn, W, Hg, Pt, Pd);

4. Техногенные барьеры.

Окислительно-восстановительные условия и реакция среды резко изменяют поведение тяжелых металлов в ландшафте. Миграционная способность меди, никеля, кобальта, цинка в резко восстановительных условиях уменьшается на 1-2 порядка, по сравнению с окислительными. В окислительных условиях в кислой среде медь, цинк, никель, ртуть, свинец более подвижны, чем в нейтральной или щелочной, а мышьяк, молибден, ванадий, селен более подвижны в щелочной среде, чем в кислой.

Геохимические барьеры существуют не изолированно, а в сочетании друг с другом, образуя сложные комплексы. Они регулируют элементный состав потоков веществ, от них в большой мере зависит функционирование экосистем [36, 87].

Продукты техногенеза в зависимости от их природы и той ландшафтной обстановки, в которую они попадают, могут либо перерабатываться природными процессами и не вызывать существенных изменений, либо сохраняться и накапливаться, губительно влияя на все живое. И тот и другой процесс определяются рядом факторов, анализ которых позволяет судить об уровне геохимической устойчивости ландшафтов и прогнозировать характер их изменений под влиянием техногенеза. С понятием геохимической устойчивости тесно связаны вопросы подвижности тяжелых металлов в агроландшафтах.

### 1.3. Подвижность тяжелых металлов

Тяжелые металлы в почвах могут находиться в виде ионов, различных органических или минеральных соединений, обладающих той или иной степенью подвижности и опасности для живых организмов. И.Г. Важенин (1982) предложил для характеристики состояния почвы по наличию в ней потенциально токсических элементов определять следующие их четыре формы:

1. Валовое количество тяжелого металла, извлекаемое после озоления сильными кислотами (6н  $\text{HNO}_3$ , «царской водкой» и др.);
2. Концентрация тяжелого металла, переходящего в 1-нормальную (1 н)  $\text{HCl}$  вытяжку;
3. Концентрация тяжелого металла, извлекающегося ацетатно-аммонийным буфером (ААБ) с рН 4,8;
4. Концентрация тяжелого металла в водной вытяжке.

Валовое количество тяжелого металла характеризует общую загрязненность почвы, но не отражает степени доступности элементов для растения. Таким образом, практического значения для экологии или земледелия эта форма не имеет. Концентрация тяжелого металла, извлекаемого 1 н кислотной вытяжкой, свидетельствует об общем количестве или запасе подвижной формы тяжелого металла. Эта форма отражает общее содержание ТМ (тяжелых металлов) в почве. Третья форма характеризует наиболее мобильную часть подвижных запасов ТМ в почве. Последняя четвертая форма характеризует степень подвижности элементов в почве. Высокое содержание водорастворимой формы ТМ может приводить не только к загрязнению растительной продукции, но и к

резкому снижению урожая вплоть до его полной гибели. Наибольшее народнохозяйственное значение имеют формы, извлекаемые 1 н кислотной вытяжкой и ацетатно-аммонийным буфером (ААБ) [40, 79, 106].

Наиболее подвижная и доступная для растений часть соединений тяжелых металлов в почве та, что содержится в почвенном растворе. Количество поступивших в почвенный раствор ионов металлов определяет токсичность конкретного элемента в почве. Состояние равновесия в системе твердая фаза – раствор определяет сорбционные процессы, характер и направленность которых зависит от свойств и состава почвы. Например, кислотность, содержание органических веществ, гранулометрический состав. Влияние свойств почвы на подвижность тяжелых металлов и их переход в водную вытяжку подтверждают данные о разном количестве воднорастворимых соединений Zn, Pb, Cu, Cd, переходящих из почв с различным уровнем плодородия при одинаковых дозах внесенных металлов [40, 82, 106].



#### 1.4. Значение металлов для живых организмов

Тяжелые металлы, поступая из почвы в растения, передаваясь по цепям питания, оказывают токсичное действие на растения, животных и человека.

**Медь (Cu)** играет значительную роль в некоторых физиологических процессах: фотосинтезе, дыхании, перераспределения углеводов, метаболизме протеинов, восстановлении и фиксации азота. Медь оказывает влияние и на механизмы, определяющие устойчивость растений к заболеваниям [7, 41, 49, 61, 121].

Медь обычно содержится в черноземных почвах в количестве 20-30 мг/кг [14, 48]. Предельно допустимая концентрация (ПДК) меди составляет 55 мг/кг почвы. Загрязнение почв медью ухудшает ее физические и химические свойства: уменьшается число микроагрегатов, снижается их водопрочность, т.е. возникает опасность эрозии и уплотнения. При увеличении концентрации меди в почвах возрастает объем подвижной фракции гумуса (фульвокислот), гидролитическая кислотность и уменьшается число обменных катионов [7, 15, 38, 62].

Несмотря на общую толерантность растительных видов и генотипов к меди, этот элемент все же рассматривается как сильно токсичный. При высоких концентрациях меди в почве возникают токсические эффекты, такие как хлороз и пороки развития корневой системы.

Токсичное действие меди на растение в значительной степени зависит от адсорбционной способности и реакции почв. На легких

кислых почвах медь в концентрации 5-7 кг/га негативно влияет на развитие растений, в то время как на торфяных почвах количество 75 кг/га не оказывает такого эффекта. Содержание меди в растениях зависит от ее концентрации в почве, фазы вегетации и сорта растений [6, 10, 98, 99]. В незагрязненных районах содержание меди в растениях колеблется от 1 до 30 мг/кг сухой массы. Концентрация, превышающая 20 мг/кг сухой массы, условно считается пороговой, определяющей области нормального и избыточного содержания [10, 44]. В надземной части растения содержание меди составляет в среднем 5-10 мг/кг и редко превышает 30 мг/кг в расчете на сухую массу. При повышенной концентрации (20 мг/кг) снижается дыхание растений. При концентрации 20 мг/кг корма становятся токсичны для овец, а при 15 мг/кг – для ягнят [41, 55].

Медь один из наименее подвижных тяжелых металлов. Множество органических и минеральных соединений образует различные по растворимости комплексы с медью. В почвах с высоким содержанием органического вещества и глины подвижность металла низкая. Поэтому способность почв связывать медь в значительной степени зависит от характера и количества органического вещества [14, 57, 84, 96, 118].

**Цинк (Zn)** выполняет важные функции в физиологии растений, связанные с дыханием, метаболизмом углеводов, протеинов, фосфатов, а также с образованием ДНК и рибосом. Также повышает устойчивость растений к сухим и жарким погодным условиям, к бактериальным и грибковым заболеваниям [6, 48, 53, 59]. Большинство растительных видов и генотипов

обладают высокой толерантностью к избыточным количествам цинка. Симптомы токсикоза – это хлороз, особенно у молодых листьев, и ослабление роста растений. Обычное содержание цинка в частях растений, бедных хлорофиллом, 7-27 мг/кг сухого вещества [55].

На загрязненных цинком почвах растения накапливают главную долю цинка в корневой системе. При оптимальном уровне содержания цинка в почве он может перемещаться из корней и накапливаться в верхних частях растений [57].

Содержание цинка в почве колеблется от 10 до 80 мг/кг, чаще всего оно составляет 30-50 мг/кг [14, 48]. В растениях цинк становится токсичным при концентрации более 400 мг/кг (на сухую массу), по-видимому, вследствие снижения адсорбции других важных элементов. Элемент отличается сравнительно низкой токсичностью для животных, допустимый предел потребления человеком – 50 мг [91, 98, 99].

Накопление избыточного количества отрицательно влияет на большинство почвенных процессов: вызывает изменение физических и физико-химических свойств почв, снижает биологическую активность. Избыток цинка подавляет жизнедеятельность микроорганизмов, вследствие чего нарушаются процессы преобразования органического вещества в почвах, ферментативного разложения целлюлозы, дыхание, действие уреазы и т.д. [114, 97].

В почвах цинк достаточно подвижен. Миграция цинка по профилю почвы, а также поступление его в растения более

интенсивно происходят в песчаных и кислых почвах, что обусловлено механическим составом и низкой емкостью катионного обмена [14, 118]. Закрепление цинка гумусовыми веществами также снижает его подвижность в почвах [84].

**Свинец (Pb)** – сильный токсикант. Фоновая концентрация в почвах находится в пределах 0,1-2 мг/кг, а в верхних горизонтах почв может варьировать в пределах от 3 до 200 мг/кг. При этом средние значения по типам почв находятся в пределах 10-67 мг/кг [2, 3].

Свинец является одним из наиболее токсичных элементов для растений. Он негативно действует на фотосинтез, деление клеток, поглощение воды, инактивирует дыхание, нарушает обмен веществ, является ингибитором ряда ферментов, в т.ч. содержащих  $-SH^{-1}$  группы, снижает доступность фосфора, калия, кальция, железа и марганца [57, 100]. Отрицательно влияет он и на биологическую деятельность в почве, снижая численность микроорганизмов, ингибируя активность многих почвенных ферментов и ферментов бактерий [114, 118]. Особенно ядовитым соединением является тетраэтилсвинец, который добавляют к бензину для подавления детонации. При сгорании 1 л горючего в воздух попадает 200-400 мг свинца. В год один автомобиль выбрасывает около 1 кг свинца [30, 105].

В природных условиях свинец присутствует во всех растениях, нормальное содержание в подземных органах трав определено в интервале от 1,5 до 14,0 мг/кг сухого вещества. Однако в растениях, растущих на загрязненных большими количествами свинца почвах,

происходит его накопление. Например, при содержании в почве 800 мг/кг свинца в листьях растений было обнаружено до 27 мг/кг свинца. При содержании 3980 мг/кг свинца в почве было обнаружено в пересчете на сухую массу 159 м/кг в листьях, 13 м/кг в бобах фасоли, более 40 мг/кг в соломе и 6,7 мг/кг в зерне ржи [3, 4, 91]. Свинец, переносимый по воздуху, легко поглощается растениями через листья. Накопление атмосферного свинца у растений вблизи автомобильных дорог может достигать 12,0 значений предельно допустимой концентрации (ПДК) [58, 105]. Свинец в основном накапливается в корнях, но в условиях его высокой концентрации – и в листьях [10].

Свинец обладает способностью передаваться по цепям питания, накапливаясь в тканях растений, животных, человека. При скармливании животным кормов, содержащих 3 мг/кг свинца в сухой массе, металл накапливается в тканях. Токсичное действие свинца наиболее серьезно проявляется у жвачных животных, так как он длительное время находится в пищевом тракте, что увеличивает степень его поглощения. Накопление свинца в организме человека может вызвать заболевания, связанные с поражением нервной системы, цирроз печени, гипертонию. Доза свинца, равная 100 мг/кг сухого веса корма, считается летальной для животных. Время биологического полураспада соединений достигает нескольких лет [22].

Свинцовая пыль оседает на поверхности почв, адсорбируется органическим веществом, передвигается по профилю с почвенными растворами, но выносится за пределы почвенного профиля в

небольших количествах. Благодаря процессам миграции в условиях кислой среды образуются техногенные аномалии свинца в почвах протяженностью до 100 м. Максимальное накопление отмечено в супераквальных ландшафтах межхолмовых понижений, где соединения свинца сорбируются коллоидами. В подзолистых почвах возможна миграция свинца из верхних горизонтов в нижние. Однако при наличии гумусированных горизонтов свинец почти полностью закрепляется в них. Механизм фиксации зависит от кислотности среды. Основным способом фиксации является координационное связывание свинца структурными компонентами органического вещества, обладающими свободной парой электронов. Помимо гумуса в фиксации свинца участвуют глинистые минералы. В суглинистых почвах свинец удерживается достаточно прочно [14, 28, 42, 44].

**Кадмий (Cd)** в настоящее время считается одним из самых вредных тяжелых металлов, поскольку любое заметное увеличение его содержания в продуктах и кормах приводит к накоплению в организме человека [29, 55, 64, 102, 103]. Химический состав материнской породы является главным фактором, определяющим фоновое содержание кадмия в почве. Промышленные выбросы этого элемента сильно влияют на загрязнение урбанизированных территорий. В число необходимых растениям элементов кадмий не входит, но эффективно может поглощаться корневой системой и листьями, накапливаясь и переходя по пищевой цепи [3, 4, 57, 126].

В почву кадмий попадает при сжигании углеводородов, с суперфосфатом (как примесь), входит в состав фунгицидов, пластмассы [63].

В качестве фонового уровня многие исследователи принимают содержание кадмия в почве не выше 0,5 мг/кг [2, 55]. Содержание кадмия в почве выше этого уровня свидетельствует об антропогенном происхождении. Если содержание кадмия в почве превышает 3 мг/кг, то его концентрация в биомассе растений будет не менее 0,4 мг/кг, что уже может вызвать токсический эффект у животных и человека.

Избыток кадмия в почве ингибирует микробиологические и ферментативные процессы. Многие почвенные беспозвоночные концентрируют кадмий в своих организмах [118]. При поступлении в растение он приводит к нарушению процессов фотосинтеза и транспирации, изменению активности ферментов, ингибированию синтеза белков и нуклеиновых кислот, подавлению фиксации углекислого газа, затруднению поглощения корневой системой меди, цинка, марганца, кальция, магния, фосфора, калия и железа, может вызывать угнетение роста, хлороз листьев. При этом усиленное образование свободных радикалов и активных форм кислорода вызывает перекисное окисление липидов, инактивацию энзимов и нарушение в структуре ДНК. Задерживая развитие растений, кадмий прежде всего негативно влияет на образование репродуктивных органов [29, 102, 126], на содержание зеленых пигментов в листьях [24].

Кадмий способен сравнительно легко поступать в растения из почвы через корневую систему и улавливаться из атмосферы ассимилирующей фитомассой [29].

Данный элемент более токсичен для растений, чем цинк. Виды сельскохозяйственных культур испытывают разный уровень токсического воздействия кадмия при одних и тех же почвенных условиях. Наиболее устойчивыми к кадмиевому загрязнению оказались посевы риса. Фасоль в 10-15 раз чувствительнее к кадмию, по сравнению с кукурузой [100, 126]. Но даже если высокие концентрации элемента не оказывают заметного влияния на урожай сельскохозяйственных культур, кадмий накапливается в продукции, меняя его качество [126].

Кадмий в микродозах необходим человеку для регуляции содержания сахара в крови, но при повышенных концентрациях сильно токсичен. Он вызывает ломкость костей, повышает кровяное давление, обладает канцерогенными свойствами, накапливается в печени и почках [103, 114].

Кадмий аккумулируется в гумусовом слое почв, вынос за пределы почвенного профиля невелик. Характер его распределения в почвенном профиле и ландшафте, видимо, имеет много общего с другими металлами, в частности, с характером распределения свинца. Однако кадмий закрепляется в почвенном профиле менее прочно, чем свинец. Максимальная адсорбция кадмия свойственна нейтральным и щелочным почвам с высоким содержанием гумуса и высокой емкостью поглощения. В почвах легкого механического



состава, а также кислых и обедненных гумусом, процессы миграции кадмия усиливаются [29, 55, 91, 112].

Основной способ борьбы с загрязнением почвы кадмием – снижение его содержания в пахотном слое землеванием или удалением самого верхнего слоя [100, 112].

**Ртуть (Hg)** – сильный токсикант. Представляет наибольшую опасность в форме сильно токсичного соединения – метилртути. В природе в анаэробных условиях в присутствии органического вещества она может образовываться из неорганической ртути, что и происходит на дне водоемов, куда сбрасываются промышленные отходы.

Второй источник метилртути в природе – поступление с зерном, предварительно обработанным этим соединением для борьбы с плесневым грибком. По этой причине во многих странах для обработки сельскохозяйственных культур запрещено использование ртутьсодержащих фунгицидов. С пестицидами в почву попадает от 3 до 4 г/га ртути в год. Ртуть попадает в атмосферу при сжигании каменного угля и при испарении вод из загрязненных водоемов. С воздушными массами она может переноситься и откладываться в отдельных районах [30, 112].

Соединения ртути, в том числе токсичная метилртуть, передвигаются по цепям питания, попадая в конечном итоге в организм человека, вызывая поражение почек, печени, мозга, психические расстройства, смерть [103].

Ртуть, внесенная в почву в форме фенилацетата, интенсивно адсорбируется гумусом и глинистыми частицами почвы. Глинистая

почва адсорбирует фенилацетат ртути не только ионным обменом, но и с помощью специфической системы адсорбции. Формы ртутьорганических соединений изменяются благодаря химическим и биологическим процессам. Органические соединения ртути, обладая низкой степенью диссоциации и будучи менее адсорбированными илистой фракцией почвы, легче поглощаются растениями. Общее содержание ртути в почве вследствие ее высокой токсичности не должно превышать 2 кг/га, обычно содержится в почве в количестве 0,01-1,0 мг/кг [2, 14, 15, 55, 112].

Ртуть способна при наличии условий для окисления мигрировать в широком диапазоне рН. Исследования, проведенные в нашей стране, показали, что ртуть хорошо сорбируется в верхних сантиметрах перегнойно-аккумулятивного горизонта разных типов почв глинистого и суглинистого гранулометрического состава. В песчаных, кислых и обедненных гумусом почвах процессы миграции ртути выражены сильнее. В таких почвах проявляется также процесс испарения органических соединений ртути, которые обладают свойством летучести [30, 55, 112].

**Мышьяк (As)** в почве обычно содержится в количестве 0,1-20 мг/кг, а в загрязненных почвах – до 8000 мг/кг [13, 15, 101]. Допустимая предельная концентрация мышьяка в почве – 20 мг/кг. В отдельных случаях содержание 5 мг/кг подвижного мышьяка оказывает негативное влияние на рост и развитие растений.

Мышьяк попадает в почву с продуктами сгорания угля, с отходами металлургической промышленности и предприятий по производству удобрений. Сведений о поведении мышьяка в почвах

недостаточно. Известно, что наиболее прочно мышьяк удерживается в почвах, содержащих активные формы железа, алюминия и кальция. Токсичность мышьяка общеизвестна. Загрязнение почв мышьяком вызывает, например, полную гибель дождевых червей [55, 112]. В опытах Г.И. Юскаевой (2004) отмечается усиление миграции данного элемента при подщелачивании почвенного раствора [119].

**Никель (Ni)** участвует в мобилизации азота при прорастании семени и является компонентом двух ферментов – уреазы и гидрогеназы [24]. Элемент в почве обычно содержится в количестве до 20-50 мг/кг (при допустимой норме 56 мг/кг), в почвенном растворе – 5-10 мг/кг, а содержание в нормальных растениях не превышает 1 мг/кг сухой массы. Никель в концентрациях 30-100 мг/кг, растворенный в ацетате алюминия (1мг/кг раствора при рН 4,5), является токсичным для растений. В концентрации 100 мг/кг (определяемый в 0,1-н НСІ) так же токсичен. Фитотоксичность никеля в восемь раз выше, чем цинка [41, 55].

**Хром (Cr)** в больших количествах вызывает загрязнение почвы, однако он токсичен только в окисленной форме (6-ти валентный катион, образующийся только при определенных условиях рН, в окисленном потенциале сохраняется в почвах недолго). В почвах хром обычно содержится в количестве 2-50 мг/кг (при допустимой норме 160 мг/кг). Из почвы хром в основном поглощается корневой системой растений и в меньшей степени остальными органами [55, 56].

Хром является малоподвижным элементом в большинстве природных условий [12, 13, 55]. Присутствует в почве в основном в виде 3-х валентного катиона, наличие органического вещества способствует накоплению в почвенной системе. Как элемент с малым электронным радиусом он закрепляется и на глинах, причем с увеличением рН это закрепление усиливается. Увлажнение почвенного профиля сильно влияет на подвижность и накопление хрома в растениях: во влажные годы биологическое поглощение может увеличиваться до 5 раз [114, 117]. Помимо этого, он способен связываться с органическим веществом почвы [42, 84, 117].

**Фтор (F)** принадлежит к числу тех элементов, концентрация которых в растительном организме в норме очень низка и довольно стабильна. Поэтому даже небольшое превышение фонового уровня фтора в тканях растения свидетельствует о загрязнении атмосферного воздуха или почвы фторидами. Фтор очень распространен в земной коре, но свободные растворимые в воде соединения, такие как фторид натрия, встречаются редко [59, 61, 65].

Содержание фтора в почвах сильно варьирует в зависимости от их генезиса и свойств. Почвы обычно содержат фтор в количестве 50-200 мг/кг, а загрязненные почвы – до 8000 мг/кг [9, 14, 61, 114].

Фтор и его летучие соединения, а также водорастворимые соли высокотоксичны, а в смеси с другими газами в результате проявления синергизма их фитотоксичность еще более возрастает

[30, 112]. В организме растений фториды слабо подвергаются детоксикации и поэтому очень фитотоксичны. Механизм токсического воздействия ионов фтора на растения во многом сходен с действием других кислотогенных газов и заключается в нарушении строения и проницаемости клеточных мембран, инактивации ряда ферментов, усилении фотодинамических свободнорадикальных окислительных процессов. Кроме того, фториды нарушают дыхание и подавляют фотосинтез. Загрязнение почвы фтористыми соединениями разрушает почвенную структуру и снижает водопроницаемость почв [61, 96].

Наибольшая адсорбция фтора происходит в почвах с хорошо развитым почвенным поглощающим комплексом. Растворимые фтористые соединения перемещаются по почвенному профилю с током почвенных растворов и могут попадать в грунтовые воды [41, 125].

**Стронций (Sr)** остается одним из наименее изученных химических элементов, влияющих на биохимические процессы в живых организмах и экосистемах в целом. Доказано, что стронций является антагонистом фосфора, йода и кальция в живых организмах из-за физико-химического сходства с кальцием и барием, легко проникает в костную ткань позвоночных, где накапливается, вызывая рахит («уровская болезнь»), остеопороз и др. заболевания, может проявлять общетоксическое действие [20, 90, 96].

Нерадиоактивный стронций, согласно ГОСТ 17.4.1.02-83, относится к третьему классу токсичности, не имеет установленного

значения ПДК. Стронций в качестве примеси содержится в фосфорсодержащих удобрениях ( в аммофосе – 199 мг/кг, сульфатаммофосе – 102 мг/кг, фосфогипсе – от 2713-6500 мг/кг), в известняках содержание его достигает 610 мг/кг, а в азотных и калийных удобрениях он как правило отсутствует [20, 90].

Из литературы известно, что стронций относится к химическим элементам с ограниченной миграционной способностью в почвах, за исключением тех, где активно протекают процессы оподзоливания. В карбонатных и гидроморфных почвах стронций накапливается [20]. Большинство исследований по вопросам ландшафтного распределения стронция в системе почва-вода-растение или связаны с его долгоживущим радиоактивным изотопом  $^{90}\text{Sr}$  или проведены в условиях точечных аномалий содержания данного элемента, обусловленных антропогенными или геологическими причинами [90].

Подводя итог сказанному выше, можно говорить не о токсичности химического элемента как такового, а о достижении такого уровня содержания в окружающей среде, который вызывает токсичность. Токсичным считается уровень ТМ в почвах, при котором наблюдается торможение роста и развития, снижение продуктивности растений на 10-20% [3, 57, 24]. Токсическое воздействие на клетки растений вызывает последовательность взаимосвязанных функциональных нарушений и может идти одним или несколькими путями (рисунок 3).

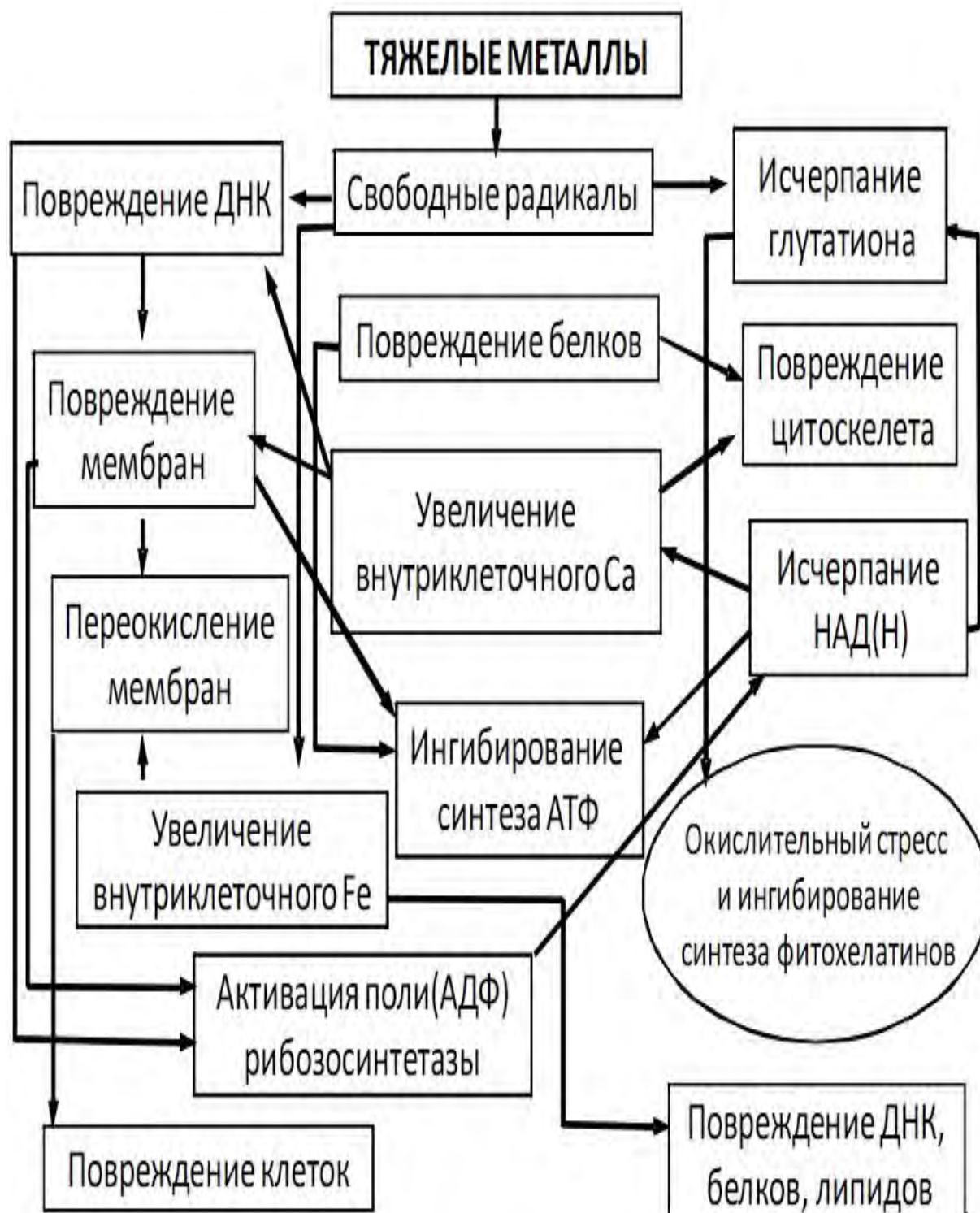


Рисунок 3. Механизмы фитотоксичности тяжелых металлов [24]

Следует отметить усиление токсичности тяжелых металлов при их совместном воздействии на живые организмы в почве. Совместное воздействие цинка и кадмия или меди и кадмия оказывает в несколько раз более сильное ингибирующее действие на микроорганизмы, чем при такой же концентрации каждый элемент в отдельности.

Поскольку тяжелые металлы и в продуктах сгорания топлива, и в выбросах металлургической промышленности встречаются обычно в различных сочетаниях, то воздействие их на природу, окружающую источники загрязнения, бывает более сильным, чем рассчитанное на основании концентрации отдельных элементов.

Если в отношении токсичности растительной и животной продукции биологическая и медицинская науки пришли к единому мнению (например, СанПиН 2.3.3.1280-03), то токсичность почв в значительной степени зависит от условий среды (рН, гранулометрического состава почв, содержания органических веществ и их состава, гидротермических условий и т.д.).

Предельно допустимые концентрации изучаемых элементов достаточно дискуссионны, что связано с различиями в почвенно-климатических условиях и методиках определения [31, 50, 53-56]. В основном используют в качестве ориентировочного критерия содержание извлекаемых кислотными растворами (валовых) и ацетатно-аммонийным буфером (ААБ) с рН 4,8 (подвижных) форм металлов (таблица 2).



**Пределно и ориентировочно допустимые концентрации  
(ПДК и ОДК) металлов в почвах, мг/кг [47, 77, 85]**

Элементы	Валовые формы	Подвижные формы (для всех ПДК)
Pb	32 (ПДК)	6 (ПДК)
Hg	2,1 (ПДК)	-
As	2,0 (ПДК)	-
Cr	-	6 (ПДК)
Zn	58 (ОДК)	25 (ПДК)
Ni	54 (ОДК)	4 (ПДК)
Cd	2 (ОДК)	0,5 (ПДК)
Cu	34 (ОДК)	3 (ПДК)

Таким образом, поступление тяжелых металлов и фтора в агроэкосистемы происходит под действием природных и антропогенных факторов. Изучаемые нами элементы обладают различными физико-химическими, биохимическими и токсикологическими свойствами. В литературе недостаточно освещен вопрос накопления и миграции соединений тяжелых металлов в системе почвенной, водной и растительной средах. Выявление особенностей экологического поведения этих элементов в агроландшафтах черноземной степи Поволжья позволит определить механизмы повышения экологической чистоты сельскохозяйственной продукции, выращиваемой на этих землях.

По литературным данным известно влияние тяжелых металлов на биологию почв. Однако ряд исследователей [31, 97] отмечают отсутствие достоверного установленного влияния как отдельных металлов, так и их аддитивного (суммарного) содержания на активность каталазы и инвертазы (таблица 3).

Таблица 3

**Коэффициенты корреляции, характеризующие взаимосвязь между содержанием тяжелых металлов в почве и ферментативной активностью [31]**

Показатель	Zn	Pb	Cd	Ni	Cu	Cr
Валовые формы						
Активность каталазы	-0,37	0,23	-0,17	-0,06	0,16	0,27
Активность инвертазы	-0,5	-0,38	-0,43	0,48	-0,44	-0,16
Подвижные формы						
Активность каталазы	-0,37	-0,15	-0,34	-0,26	0,22	-0,16
Активность инвертазы	-0,44	-0,07	-0,39	-0,42	0,05	-0,41

Исследования условий Нижегородской области показывают, что тяжелые металлы в почвах имеют неоднозначное влияние на целлюлолитическую и нитрификационную активность [97, 31]. Существуют данные об ингибировании высоких концентраций (15 ПДК) мышьяка, свинца, никеля и кадмия окислительной и общей метаболической активности почв в лабораторных условиях [92].

Основным мероприятием по защите почв и растений является предотвращение загрязнения, которое базируется на совершенствовании технологий производства, в том числе технологий производства агрохимикатов. Хорошо очищенные отходы химической и машиностроительной промышленности, обогащенные фосфором (до 100 г/кг отходов), представляют большую ценность для сельского хозяйства. Для очистки сточных вод, достаточно широко применяемых в качестве удобрения, используют различные вещества: известняк, ионообменные смолы,

синтетические сорбенты. Эффективными методами оказались обратный осмос, вымораживание, электролиз [37, 115].

Помимо предупредительных мер, большое значение имеют меры по ликвидации уже существующего загрязнения, подразумевающие использование материалов, связывающих тяжелые металлы в недоступную растениям форму (известь, органические и минеральные удобрения, цеолиты, синтетические смолы и др.). При этом происходит нейтрализация среды и образование коллоидов гидроксидов тяжелых металлов, находящихся в почвенном растворе. Одновременно активизируется деятельность бактериальной микрофлоры, существенно возрастает биомасса микроорганизмов, часть которых может включать металлы в состав своего тела. Усиливается процесс биологического поглощения металлов и, если он интенсивнее процесса минерализации органического вещества, наблюдается снижение подвижности металлов. Наиболее эффективно совместное внесение извести и минеральных удобрений, так как минеральные удобрения компенсируют отрицательное воздействие избытка тяжелых металлов, а известкование приводит к образованию менее подвижных соединений металлов и, как следствие, к значительному уменьшению содержания этих элементов в растениях. В результате нейтрализации железо, алюминий, марганец, содержащиеся в кислой среде в подвижном состоянии, превращаются в нерастворимые гидроксиды, образующие коллоиды, которые адсорбируют тяжелые металлы. Реакции

взаимодействия протекают также в виде ионного обмена, соосаждения и окклюзии. По окклюдирующей способности минеральные (искусственно приготовленные) препараты располагаются следующим образом:



Важное место в детоксикации тяжелых металлов отводится органическим удобрениям. Они являются не только источником элементов питания, но и ощутимо улучшают физическое состояние почв. Биологически активные органические удобрения (экскременты животных), и биологически инертные (торф и компосты) выступают как хорошие адсорбенты катионов и анионов, повышают буферность почвы, понижают концентрацию солей в почве за счет значительной реакционной способности, обусловленной высокой емкостью обмена. Например, емкость катионного обмена гуминовой кислоты по свинцу достигает 400 мг-экв./100 г почвы [7, 26, 27, 42, 55, 112, 115].

Ионы тяжелых металлов образуют соединения с рядом органических веществ: оксалатами, аминокислотами, гуминовыми кислотами и пр. Большая часть приходится на фульвокислоты и лишь 1,3% – на гуматы. Связь тяжелых металлов с гумусом может осуществляться путем ионного обмена, комплексообразования и адсорбции. Основным механизмом фиксации свинца является координационное связывание элемента структурными компонентами органического вещества, образующими гуматы, фульваты, комплексные соли, адсорбционные и хемосорбционные комплексы на поверхности

твердых частиц. Катионы тяжелых металлов частично входят во внутреннюю сферу комплексной соли, оказываясь в составе анионной части молекулы, и становятся не способными к обмену. Обычно устойчивость комплексов ТМ-ГК и ТМ-ФК возрастает с увеличением рН. Прочность адсорбции металлов гумусовыми кислотами увеличивается с повышением степени гумификации. Адсорбционные комплексы прочны и разрушаются лишь при сильнокислой или сильнощелочной реакции среды [42, 59, 62, 84].

Таким образом, при внесении органических удобрений в загрязненную почву можно ожидать уменьшения подвижности тяжелых металлов вследствие образования органоминеральных соединений, обладающих низкой растворимостью. На подвижность тяжелых металлов влияет степень разложения органических удобрений. Внесение в почву неразложившейся и слабо разложившейся соломы повышало подвижность тяжелых металлов при рН = 8, а при рН = 4-7 наблюдалась иммобилизация. Увеличение подвижности тяжелых металлов можно объяснить образованием водорастворимых низкомолекулярных органических комплексов. Затем, по мере разложения органического вещества, начинает проявляться иммобилизирующий эффект за счет образования более прочно связанных соединений тяжелых металлов с органическим веществом [41, 42, 85].

Большое влияние на подвижность тяжелых металлов и их доступность растениям оказывает минералогический и гранулометрический состав почв. Степень влияния металлов на

почву зависит от ее буферной способности и сорбционных свойств. Тяжелые по гранулометрическому составу почвы, содержащие много органического вещества и обладающие вследствие этого высокой сорбционной способностью, поглощают значительную часть ксенобиотиков, которые становятся недоступными, безвредными для растений. В песчаных и супесчаных малогумусных почвах отрицательное влияние тяжелых металлов проявляется сильнее. Поэтому хорошие результаты по детоксикации тяжелых металлов дает глинование — внесение глинистых минералов в почвы легкого гранулометрического состава. Использование монтмориллонита и вермикулита в качестве поглотителей тяжелых металлов связано с их высокой емкостью поглощения (емкость поглощения монтмориллонита по свинцу достигает 100 мг-экв./100 г). Прочность связи глинистых минералов с ТМ возрастает от каолинита к монтмориллониту и зависит не только от особенностей глинистых минералов, но и от свойств самих тяжелых металлов. Установлено, что прочность фиксации убывает в ряду:  $Pb^{2+} > Zn^{2+} > Cd^{2+}$  [26, 27].

Для снижения фитотоксичности тяжелых металлов можно использовать искусственные или природные мелиоранты. Среди последних природные цеолиты (кристаллические гидроалюмосиликаты каркасного строения, включающие полости и каналы молекулярного размера, занятые подвижными катионами и молекулами воды). Эти соединения являются мелиорантами, хорошими сорбентами веществ, источниками элементов питания

растений. Высокая селективность цеолитов по отношению к тяжелым металлам позволяет поглощать медь, цинк, свинец, кобальт, никель, железо, марганец из сточных вод и загрязненных почв [112]. Применение в качестве мелиоранта диатомитсодержащих руд может иметь практическое значение в Ульяновской области, где находится четверть общероссийских запасов этого сырья. Высокое содержание активного (подвижного) кремнезема и других макро- и микроэлементов, а также характер пористой структуры определяют высокую адсорбционную и каталитическую активность кремнистых пород, что делает их перспективным агрохимическим сырьем для сельскохозяйственного производства и высокоактивным адсорбентом ТМ [47, 77, 78].

Необходимым мероприятием по снижению накопления ТМ в почве является введение в полевые севообороты многолетних трав, способных повысить содержание гумуса, обогатить почву азотом [52, 55, 57, 86].

Таким образом, на основе литературных данных рассмотрены наиболее значимые антропогенные и природные источники поступления тяжелых металлов в экосистемы. Рассмотрены метеорологические и геохимические факторы, влияющие на перераспределение ТМ внутри экосистемы. Также было проанализировано соотношение в почвенной системе различных форм ТМ и возможности их перехода из одной формы в другую посредством физических и биологических факторов. Определено значение наиболее часто встречающихся ТМ для живых

организмов и ферментативной активности почв, а также допустимые концентрации.

Основой деятельности человека в современных условиях становится принцип экологической рациональности, включающий разработку и практическое использование систем, технологий и способов, обеспечивающих получение экологически безопасной продукции растениеводства и животноводства. В связи с этим возникает реальная необходимость разработки стратегии регуляции уровня ТМ в системе атмосфера-почва-вода-растения-животные-человек, базирующейся на взаимосвязанных и взаимообусловленных процессах их круговорота.

Получение экологически безопасной продукции в регионах с развитой промышленностью или транспортом требует всесторонней оценки факторов формирования депо тяжелых металлов в экосистемах.



## **Глава 2. Основные факторы формирования депо тяжелых металлов в экосистемах**

Тяжелые металлы из внешних – естественных и антропогенных – источников загрязнения поступают непосредственно в агроландшафт следующими путями: с атмосферными осадками, осаждаются в виде пыли и аэрозолей, при непосредственном поглощении почвой газообразных соединений, а также с растительным опадом [113].

Загрязнение почв ТМ является необратимым. Практически невозможно уменьшить валовое содержание ТМ в загрязненных почвах, но можно значительно снизить их подвижность и сделать менее доступными для живых существ [29, 129, 132, 134].

Анализ химического состава почв имеет значение для формирования агроландшафтов и рекреационных зон, градостроительства, оценки фоновой геохимической структуры и устойчивости ландшафтов к загрязнению в процессе природопользования. Кроме того, химический состав почв отражает характер литологического строения территории и особенности техногенного и биологического круговорота веществ. Необходим контроль содержания микроэлементов в почвах и обеспечение их оптимального содержания [96, 112].

Геохимическая оценка состояния природной среды базируется на данных специализированных эколого-геохимических исследований, направленных на выявление источников загрязнения, путей миграции загрязняющих веществ и территорий, на которых

концентрации становятся опасными для живых организмов [55]. При этом важнейшую роль играет эколого-геохимическое картографирование. При составлении карт загрязнения почв тяжелыми металлами или другими веществами, а также прогнозных карт следует учитывать ландшафтно-геохимическую обстановку [21, 60, 73, 74, 88, 104, 118].

В круговороте тяжелых металлов участвуют различные биологические и геохимические барьеры, в которых происходит выборочное накопление этих элементов, блокирующее дальнейшее распространение. К таковым относятся лесные насаждения, водоемы, земляные сооружения и т.п. При этом следует учитывать, что деятельность барьеров ограничена, и чаще всего тяжелые металлы концентрируются в почве. Уровень устойчивости почвы к загрязнению определяется ее буферной способностью [21, 48, 49, 51, 112]. При превышении этого уровня почва может служить и вторичным источником загрязнения за счет хозяйственной деятельности человека [38, 58, 112].

Накопление тяжелых металлов в почве нарушает физико-химическое равновесие природной системы и дает толчок ряду процессов, нарушающих почвенные свойства. Так, при высоких концентрациях изменяется величина рН, разрушается почвенный поглощающий комплекс, нарушаются микробиологические процессы, в результате разрушения структуры ухудшается водно-воздушный режим, деградирует почвенный гумус, и в конечном итоге почва теряет плодородие [5, 10, 18, 38].

Почвы с высоким содержанием глин (например, монтморрилонитов, гидрослюд), а также органического вещества могут удерживать ТМ, особенно активно это происходит в верхних горизонтах [14, 60, 96]. Это характерно также для карбонатных почв, почв с нейтральной реакцией почвенного раствора. В таких почвах количество токсичных соединений, которые могут быть вымыты в грунтовые воды и поглощены растениями, значительно меньше, чем в песчаных и кислых почвах. Следовательно, в песчаных и супесчаных малогумусных почвах отрицательное влияние тяжелых металлов при той же концентрации проявляется сильнее. Повсеместно наблюдаемые процессы дегумификации (разрушения органического вещества почвы) приводят к выбросу ТМ в почвенный раствор [122]. Повышение кислотности усиливает подвижность тяжелых металлов (кроме мышьяка) и их поглощение флорой. Токсическое действие ТМ стимулируется присутствием в атмосфере оксидов серы и азота, резко понижающих величину рН выпадающих осадков [30, 42, 43].

Тяжелые металлы, удерживаемые органическими и минеральными коллоидами почвы, значительно ограничивают биологическую деятельность, в частности процессы нитрификации [114], окислительную и общую метаболическую активность почвы [92]. Незакрепленные почвой подвижные соединения ТМ легко абсорбируются растениями, причем некоторые из них даже в очень малых концентрациях обладают токсичным воздействием.

Таким образом, можно сделать вывод о негативном влиянии повышенного содержания подвижных форм тяжелых металлов на

почвенные процессы, жизнедеятельность живых организмов и качество сельскохозяйственной продукции. В то же время, при оценке (в том числе прогнозной) уровня токсичности того или иного загрязнителя следует делать расчеты с учетом ландшафтных, почвенных и иных условий.

Прогноз изменений природных компонентов при работе промышленных предприятий может быть осуществлен методами математического моделирования или созданием модельных экосистем. В последние годы ареалы загрязнения и места критического уровня загрязнения определяются дистанционными методами. Однако оценка уровня загрязнения почв такими методами затруднена из-за экранизации растительностью [1, 89]. Интерпретация картографических материалов с использованием данных химического анализа затруднена также потому, что в настоящее время не для всех типов почв и не для всех элементов загрязнителей есть данные по фоновому их содержанию, т.е. содержанию в естественных, незагрязненных, условиях. Известно, что различные типы почв в естественных условиях могут отличаться по уровню содержания тяжелых металлов в десятки и сотни раз без всякого влияния загрязнения [25, 55].

С другой стороны, выявление уровня токсичности тяжелых металлов также не просто. Для почв с разным механическим составом и содержанием органического вещества этот уровень будет неодинаков. Предельно допустимые концентрации (ПДК) тяжелых металлов в почве определяются с помощью тестируемых растений. В качестве таковых рекомендованы ячмень, овес, редис и

токсичным уровень считается тогда, когда происходит снижение урожайности на 5-10%. Предложены ПДК для ртути — 2,5 мг/кг, мышьяка — 12-15, кадмия — 20 мг/кг [23, 88].

Однако к этим цифрам следует относиться критически. Часто фоновое содержание элементов в других типах почв бывает выше этих ПДК [53, 55]. Экологические условия, такие как реакция среды, содержание гумуса и вторичных минералов, существенно влияют на уровень токсичности тяжелых металлов. Тем не менее, существуют и общие закономерности в поведении тяжелых металлов в системе почва-вода-растение.

## **Глава 3. Распределение тяжелых металлов в ландшафтах на примере Саратовской области**

### **3.1. Естественные зональные ландшафты**

Деятельность человеческого общества концентрируется в весьма ограниченном природном пространстве, которое обычно называют ландшафтом. В ландшафте объединяются и взаимопроникают компоненты неживой природы (литосфера, атмосфера, гидросфера), почвенного покрова (педосфера) и живой природы (биосфера) включающей человека и его деятельность [2, 32, 80].

Исторически термин «ландшафт» пришел из немецкого языка, где это слово характеризует то, что человек видит вокруг себя. Размер ландшафта обычно достаточен для того, чтобы проследить результаты разнообразного воздействия человека. В то же время ландшафт достаточно однороден для выявления общей картины, которую можно использовать для прогнозирования экологических изменений [1, 6, 44, 80, 104, 107, 121, 125].

Пространственная структура ландшафта может быть охарактеризована как топологическое сочетание соседних внутри ландшафтных подсистем и как сочетание вертикальных ярусов. Все структурные элементы связаны между собой гравитационным переносом веществ и энергии. Именно такое сложное пространственное устройство ландшафта обеспечивает его устойчивость и функционирование. Эта структура может

фрагментироваться или видоизменяться за счет разнообразных природных и антропогенных процессов [125].

В пределах Саратовской области выделяются несколько основных ландшафтных единиц, привязанных к крупным физико-географическим образованиям [111]. Объектом наших исследований стали Окско-Донская равнина, Приволжская возвышенность, Сыртовая равнина и Прикаспийская низменность (рисунок 4).

**Окско-Донская низменно-равнинная лесостепная провинция** входит в состав Окско-Донской равнины, расположена в Правобережье Саратовской области, на территории Воронежской, Волгоградской, Тамбовской и Пензенской областей. В пределах Саратовской области граница между лесостепной и степной зонами проходит приблизительно по линии Балашов – Ново-Покровское – Екатериновка – Бакуры – Петровск и далее на восток по р. Медведице до г. Вольска. Территория относится к бассейну р. Дон.

Лесная растительность в зоне лесостепи занимает 9,2% территории, наиболее высокие водоразделы, иногда и склоны, спускаются вниз до дна балок и речных пойм. Степная растительность в зоне лесостепи носит луговой характер. Растения луговой степи влаголюбивы, формируют мезофитный тип степей.

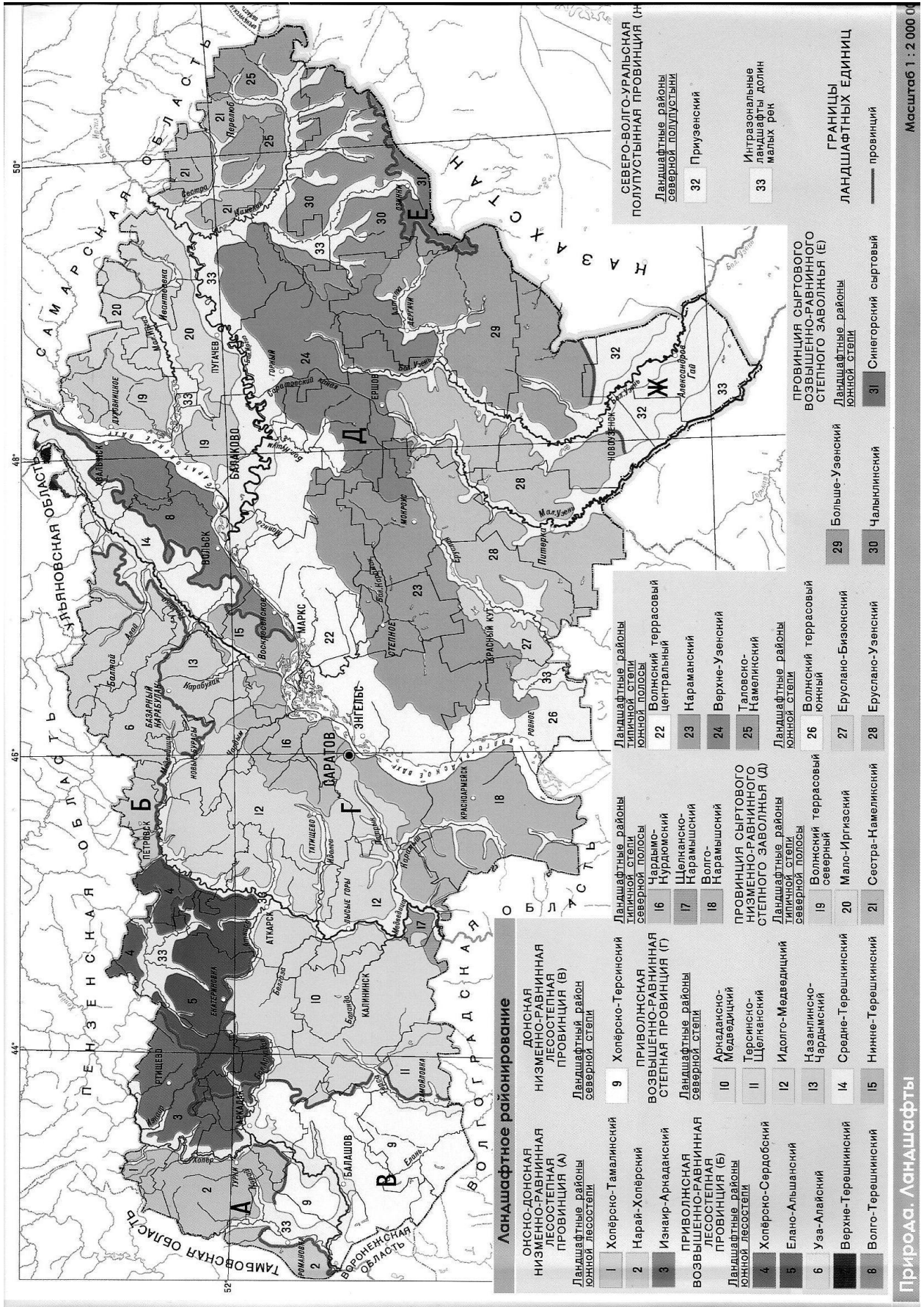


Рисунок 4. Ландшафтная карта Саратовской области [111]



Зональными для луговых степей являются разнотравно-пырейно-костровая, разнотравно-тырсовая и разнотравно-перистоковыльная группировки. В разнотравно-пырейно-костровых степях доминирующая роль принадлежит корневищным злакам (пырей, костер, мятлик). В травостое ковыльных степей обычно имеется несколько видов ковылей, корневищные злаки имеют подчиненное значение. Злаки составляют обычно от 30 до 50% травостоя, на долю разнотравья приходится 50-70%. В разнотравье преобладают шалфей, подмаренник, цикорий, земляника, икотник, лапчатник.

Мощное развитие надземной и корневой растительной массы луговых степей способствовало значительному накоплению в почвах органического вещества, при участии которого сформировались преимущественно черноземы типичные и выщелоченные (на севере), а также черноземы обыкновенные и южные (в средней и южной частях), обладающие значительной мощностью гумусовых горизонтов и большим содержанием гумуса. Почвообразующими породами стали преимущественно отложения четвертичной системы [110, 111].

На остаточнок-карбонатных неполноразвитых щебенчатых черноземах (на меловой породе) формируются аналоги зональных группировок со значительным участием в разнотравье кальцефильных видов (астрагал эспарцетный, шалфей степной); по южным склонам – сизотипчаковая, сизотипчаково-ковыльная, сизотипчаково-тырсовая, на песчаных и супесчаных почвах – песчано-ковыльная [111].

На территории провинции расположен один блок мониторинга в районе с. Росташи Аркадакского района Саратовской области на черноземах обыкновенных.

**Приволжская возвышенно-равнинная лесостепная и Приволжская возвышенно-равнинная степная провинции** расположены на территории Приволжской возвышенности в Правобережье Саратовской области, а также на территории Волгоградской, Ульяновской и Пензенской областей. Характерной особенностью является значительное количество многолетних трав, которые в середине лета почти прекращают свою жизнедеятельность. Растительные группировки, формирующиеся здесь большей частью в условиях недостатка влаги, носят ярко выраженные признаки ксерофитности, усиливающиеся в направлении с севера на юг. На водоразделе рек Дона и Волги характерными являются широколиственные лесные массивы.

Почвенный покров чрезвычайно разнообразен. Черноземы выщелоченные преобладают на севере, в Базарно-Карабулакском и Петровском административных районах, преимущественно на палеогеновых или меловых отложениях. Черноземы обыкновенные на отложениях палеогеновой, меловой и четвертичной (на западе) систем составляют основной подтип почв. Черноземы южные на отложениях палеогеновой и меловой систем в пределах ландшафтной провинции занимают территории Саратовского и Воскресенского районов Саратовской области [110, 111].

В пределах этой ландшафтной единицы можно выделить две подзоны: северную – богаторазнотравно-типчаково-ковыльных степей на черноземах обыкновенных и южную – разнотравно-типчаково-ковыльных степей на черноземах южных. Граница между ними проходит по р. Латрык.

Водораздельные сенокосы и пастбища Правобережья на черноземах тяжелого механического состава представлены разнотравно-полынно-типчаковой и разнотравно-пырейно-типчаковой группировками, где на долю типчака приходится 50-60%, пырея или полыней – 20-30%, разнотравья – до 20% (шалфей, скабиоза, василек, чабрец). Пастбища характеризуются слабой и средней сбитостью, продуктивность их колеблется от 0,41 до 0,55 т/га сухой массы, качество корма хорошее.

Суходольные сенокосы совершенно не отличаются от пастбищ видовым составом. Связано это с отсутствием сенокосооборотов. Продуктивность их 0,59-0,84 т/га сухой массы. Растительность сенокосов и пастбищ на склонах, занятых смытыми почвами, формируется в условиях недостатка влаги и носит ярко выраженные признаки ксерофитности. На черноземах среднесмытых она представлена разнотравно-полынно-ковыльно-типчаковой (разнотравье – 20%, полыней – 20%, ковыль и типчак – 60%) и типчаково-разнотравно-полынной (типчак – 20-30%, разнотравье – 30%, полынь – 40-50%) группировками [111].

В настоящее время зональные степные ассоциации на основной части территории области в результате многолетнего бессистемного выпаса и усиления аридности климата превратились

в более бедные группировки. Только в местах, не используемых под пастбища, сохранились первичные зональные ассоциации [111].

На территории Приволжской возвышенности в связи с разнообразием рельефа, почв и почвообразующих пород расположены восемь блоков мониторинга:

1. в районе г. Саратова, на черноземах южных;
2. в районе с. Базарный Карабулак, на черноземах неполноразвитых;
3. в районе с. Апалиха Хвалынского района на черноземах обыкновенных малогумусных маломощных (на меловых отложениях);
4. в районе с. Языковка Аткарского района, на черноземах обыкновенных (на отложениях палеогеновой системы);
5. в районе с. Умет Аткарского района, на черноземах обыкновенных (на отложениях четвертичной системы);
6. в районе с. Б. Екатериновка Аткарского района, на черноземах обыкновенных (на отложениях четвертичной системы);
7. в районе с. Елизаветино Аткарского района, на черноземах обыкновенных (на отложениях четвертичной системы);
8. в районе с. Земляные Хутора Аткарского района, на черноземах обыкновенных (на отложениях четвертичной системы).

**Провинция Сыртового низменно-равнинного степного Заволжья** расположена на Сыртовой равнине на территории Саратовской, Самарской и Оренбургской областей, а также Казахстана. Растительный покров с увеличением засушливости

климата с севера на юг изменяется от разнотравно-типчаково-ковыльных степей к сухим типчаково-ковыльным и полынно-злаковым степям.

Почвенный покров севернее рек Большой Иргиз и Камелик представлен преимущественно черноземами южными, остальная территория занята темно-каштановыми и каштановыми почвами, в том числе карбонатными, а также различными солонцами [110, 111].

На территории провинции исследования велись на трех блоках:

1. в районе с. Преображенка Пугачевского района на черноземах южных малогумусных с солонцами черноземными;
2. в районе с. Старая Порубежка Пугачевского района на темно-каштановых остаточо луговатых почвах.
3. в районе г. Ершов на каштановых почвах с солонцами, образовавшимися на отложениях неогеновой системы;

**Северо-Волго-Уральская полупустынная провинция** расположена на Прикаспийской низменности на территории юга Саратовской области, Казахстана, Волгоградской и Астраханской областей. Провинция занята преимущественно комплексами полынно-злаковых пустынных степей и полынных на светло-каштановых почвах и солонцах. Встречаются также лиманные луга, занимающие блюдцеобразные понижения рельефа. В результате многолетнего выпаса а также климатических изменений естественные растительные сообщества существенно

трансформировались, увеличив долю коротковегетирующих растений эфемеров и эфемероидов, использующих для своего развития только весеннюю и осеннюю влагу, а также полукустарничков, прежде всего полыней [111].

Территория относится к бассейну Камыш-Самарских озер. Почвенный покров представлен преимущественно солонцами в сочетании с каштановыми, светло-каштановыми и лугово-каштановыми почвами, образовавшимися на морских отложениях четвертичной системы.

На территории провинции исследования велись в районе г. Новоузенск на лугово-каштановых солонцеватых почвах на отложениях четвертичной системы.

Таким образом, знакомство с ландшафтными, почвенными и агроклиматическими особенностями Саратовской области позволяет сделать ряд предположений относительно места и роль тяжелых металлов в существовании региональных экосистем.

1. Уникальность преобладающих ландшафтов Саратовской области, связанная с различными агроклиматическими характеристиками, историческими особенностями почвообразования, гранулометрическим составом почв, содержанием в них гумуса, определяет уникальность геохимической обстановки, в том числе содержание тяжелых металлов в системе почва-вода-растение.

2. Климатические изменения последних десятилетий отражаются на перераспределении тяжелых металлов в системе почва-вода-растение.

3. Содержание валовых форм тяжелых металлов имеет значимую корреляцию с химическим составом почвообразующих пород, а подвижных – со степенью антропогенного воздействия на экосистемы.

4. Рельеф, содержание в почвах гумуса и степень эрозионной активности имеют влияние на распределение подвижных и валовых форм тяжелых металлов.

5. Водоемы и лесные полевые защитные полосы выступают в качестве индикаторов и регуляторов геохимической обстановки в ландшафтах.

6. Применением химических мелиорантов, удобрений, подбором культур и технологий сельскохозяйственного производства можно целенаправленно регулировать геохимическую обстановку в агроландшафтах.

### **3.2. Ландшафтные закономерности распределения тяжелых металлов**

Распределение тяжелых металлов по поверхности почвы определяется многими факторами. Оно зависит от особенностей источников загрязнения, метеорологических особенностей региона, геохимических факторов и ландшафтной обстановки в целом [44, 59, 60, 100, 104, 112].

Химические элементы и их соединения, попадая на поверхность почв в ландшафтно-геохимические системы, претерпевают ряд превращений, рассеиваются или накапливаются в зависимости от характера геохимических барьеров, свойственных данной территории. Геохимические барьеры были определены А. И. Перельманом (1972) как участки зоны гипергенеза, на которых изменение условий миграции приводит к накоплению химических элементов. В основу классификации барьеров положены виды миграции элементов. А.И. Перельман выделяет четыре типа геохимических барьеров: биогеохимические – для всех элементов, которые перераспределяются и сортируются живыми организмами, физико-химические, механические, техногенные барьеры [87].

Геохимические барьеры существуют не изолированно, а в сочетании друг с другом. Образуя сложные комплексы, они регулируют элементный состав потоков веществ, от них в большей мере зависит функционирование экосистем. К геохимическим барьерам можно отнести также верхний горизонт почвы, где ТМ закрепляются и накапливаются [55, 100, 112].



Продукты техногенеза в зависимости от их природы и той ландшафтной обстановки, в которую они попадают, могут либо перерабатываться природными процессами, либо сохраняться и накапливаться, губительно влияя на все живое. Оба процесса определяются рядом факторов, анализ которых позволяет судить об уровне геохимической устойчивости ландшафтов и прогнозировать характер их изменений под влиянием техногенеза [1, 22, 80, 88, 104].

Наши исследования [33] показали, что на содержание кислоторастворимых (валовых) форм тяжелых металлов в гумусовом горизонте зональных почв оказывает влияние химический состав подстилающих пород (таблица 4).

Наибольшее содержание тяжелых металлов, особенно меди, свинца, никеля, отмечается в черноземах обыкновенных, сложенных на меловых отложениях (в районе с. Апалиха Хвалынского района). Лугово-каштановые почвы Новоузенского района лидируют по содержанию валовых форм цинка, черноземы обыкновенные Аткарского района – по содержанию кадмия. Содержание валовых форм металлов в черноземе южном в пригороде г. Саратова, несмотря на развитые промышленность и транспорт, находится в пределах средних для области значений.

Процесс аккумуляции подвижных форм тяжелых металлов, по сравнению с валовыми, происходит с участием более широкого диапазона как природных, так и антропогенных факторов [33, 93]. В перечень природных факторов, оказывающих значимое влияние на содержание подвижных тяжелых металлов в верхнем слое почвы,

наряду с материнской породой, входят уровень содержания гумуса и реакция почвенного раствора. Из антропогенных факторов – прежде всего промышленные выбросы в атмосферу, остаточное количество химических средств защиты растений, дозы органических и минеральных удобрений.

Таблица 4

**Влияние экологических условий на содержание в пахотном слое зональных почв валовых форм тяжелых металлов, мг/кг (2007-2010 гг.)**

Подтипы почв	Zn	Cu	Ni	Pb	As	Cd	В среднем
Чернозем обыкновенный (с.Апалиха)	36	49	18	14,7	4,5	0,39	20,43
Чернозем обыкновенный (с.Елизаветино)	36	16,5	12,5	9,35	3,8	0,6	13,13
Чернозем неполноразвитый (с.Новоалексеевка)	33,5	14,63	12,2	8,78	4,11	0,26	12,25
Чернозем южный (с.Преображенка)	34,3	13,83	14,85	8,29	4,5	0,32	12,69
Чернозем обыкновенный (с.Росташи)	28	10,4	8,49	7,14	4,54	0,21	9,80
Чернозем южный (г.Саратов)	30	14,6	15,61	8,87	3,9	0,27	12,21
Темно-каштановая (с. Ст.Порубежка)	29,7	13,27	13,55	8,57	1,78	0,36	11,21
Каштановая почва (г. Ершов)	32	12,3	13,34	9,23	1,62	0,33	11,47
Лугово-каштановая (п.Алгайский)	45	12,8	12,3	10,19	2,7	0,48	13,91
В среднем	32,9	12,67	12,66	8,80	2,91	0,33	11,72

Максимальное техногенное воздействие испытывают обычно верхние гумусовые горизонты почв и подстилка. В них удерживается основная часть металлов и происходит первичная трансформация попавших в почву соединений [112].

Общие закономерности распределения валовых (растворимых в 1-н HCl) и подвижных (растворимых в ААБ) форм ТМ в почвах Саратовской области несколько различаются (таблица 5).

Сравнительный анализ средних суммарных показателей по всем определяемым ТМ в почве показал, что почвы Заволжья значительно бедны подвижными формами ТМ, что может негативно сказываться на продуктивности этих земель [49, 93]. Почвы Окско-Донской равнины по данному показателю занимают лидирующие позиции и на 23,5% превышают среднеобластные значения.

Наибольшее количество подвижных форм свинца, кадмия и никеля отмечается в пахотном слое черноземов южных Приволжской возвышенности. Это может свидетельствовать о большей роли антропогенного фактора, и в первую очередь, интенсивное движение транспорта в областном центре. При этом содержание остальных изученных элементов находится в пределах средних для области значений, кроме цинка, количество которого находится на очень низком уровне.

Таблица 5

**Влияние экологических условий на содержание в пахотном слое зональных почв подвижных форм тяжелых металлов, мг/кг (2007-2010гг.)**

Подтипы почв, ландшафты	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Hg	В среднем
Чернозем обыкновенный (с Росташи)	0,22	0,72	0,82	0,03	0,73	0,022	0,42
Чернозем обыкновенный (с. Умет)	0,19	1,06	0,36	0,03	0,75	0,022	0,40
Чернозем обыкновенный (с. Земл. Хутора)	0,23	0,80	0,61	0,03	0,7	0,018	0,40
Чернозем обыкновенный (с. Б. Екатериновка)	0,04	0,20	0,92	0,03	0,87	0,023	0,35
Чернозем обыкновенный (с. Языковка)	0,15	0,65	1,04	0,03	0,97	0,039	0,48
Чернозем обыкновенный (с. Апалиха)	0,30	0,24	0,51	0,03	0,74	0,026	0,31
Чернозем южный (г. Саратов)	0,14	0,15	1,36	0,07	0,97	0,025	0,45
Чернозем южный (с. Преображенка)	0,29	0,58	0,72	0,02	0,81	0,034	0,41
Темно-каштановая (с. Ст. Порубежка)	0,25	0,40	0,35	0,02	0,33	0,014	0,23
Каштановая почва (г. Ершов)	0,22	0,25	0,28	0,02	0,27	0,012	0,17
Лугово-каштановая (п. Алгайский)	0,17	0,50	0,19	0,01	0,28	0,003	0,19
В среднем	0,19	0,50	0,65	0,03	0,67	0,02	0,35

Эколого-ландшафтные закономерности хорошо иллюстрирует показатель кратного отношения между двумя формами тяжелых

металлов, математически рассчитываемый как отношение содержания в почве валовых (растворимых в 1-н HCl) к содержанию подвижных (растворимых в ААБ) форм (таблица 6).

Таблица 6.

**Показатели кратного отношения между формами ТМ в почве (2007-2010 гг.)**

Подтипы почв, ландшафты	Zn	Cu	Pb	Cd	Ni	В среднем
Чернозем обыкновенный (Окско-Донская равнина)	38,9	47,3	8,7	7	11,6	22,7
Чернозем обыкновенный (Приволжская возвышенность)	76,1	91,7	12,1	20	15,2	43,02
Чернозем южный (Приволжская возвышенность)	200	104,3	6,5	3,86	16,1	66,152
Чернозем южный (Сыртовая равнина)	59,1	47,7	11,5	14,5	18,3	30,22
Темно-каштановая почва (Сыртовая равнина)	74,25	53,1	24,5	17,1	41	41,99
Каштановая почва (Сыртовая равнина)	128	55,9	33	19,4	49,4	57,14
Лугово-каштановая (Прикаспийская низменность)	264	75,3	53,6	40	43,9	60,56

В Правобережье, как и в Левобережье, эти отношения увеличиваются последовательно с северо-запада на юго-восток. Исключение составляют, как уже отмечалось выше, свинец и кадмий, подвижные формы которых аккумулируются в черноземах южных Приволжской возвышенности. В лугово-каштановых почвах и солонцах, характерных для Прикаспийской низменности, содержание валовых форм цинка выходит за пределы

географических закономерностей, поэтому и соотношение между валовыми и подвижными формами достигает 264 единиц.

Таким образом, различия в химическом составе материнских пород, а также экологических условиях формирования верхних слоев почвы оказали существенное влияние на содержание валовых и подвижных форм тяжелых металлов в черноземах Саратовской области. Правобережье и Левобережье области, существенно отличаясь по экологическим условиям, обнаружили сходную закономерность: по мере движения с северо-запада на юго-восток процессы перехода валовых форм в подвижные затухает, увеличивая соотношение между ними с 22,7 до 66,1 и 30,2 до 60,6 единиц соответственно. Из общей закономерности выделяются только свинец и кадмий, имеющий, вероятно, антропогенное происхождение вблизи г. Саратова, а также цинк, высокое содержание которого характерно для Прикаспийской низменности.

#### **Глава 4. Связь содержания тяжелых металлов в почвах с материнской породой**

В исследованиях отечественных и зарубежных ученых показано, что при отсутствии сильного техногенного загрязнения источником поступления в почвы ТМ являются подстилающие (материнские) породы [14, 15, 55, 60, 127, 132, 134]. Сложный и динамичный процесс перераспределения ТМ в почвенном покрове не может скрыть изначальный источник их поступления. Так, наибольшее количество ТМ отмечено в почвах, сложенных на покровных и лессовидных суглинках, а наименьшее – на почвах, образованных на флювиогляциальных песках, переотложенных за краем ледника его водными потоками. Почвы на аллювиальных отложениях и мореных суглинках по содержанию ТМ занимают промежуточное положение. Различные типы почв также содержат разное количество тяжелых металлов. Усредненные данные показывают, что наибольшее их валовое содержание выявлено на черноземах [59, 60, 117].

Территория черноземной зоны Саратовской области отличается большим разнообразием почвообразующих пород (рисунок 5).

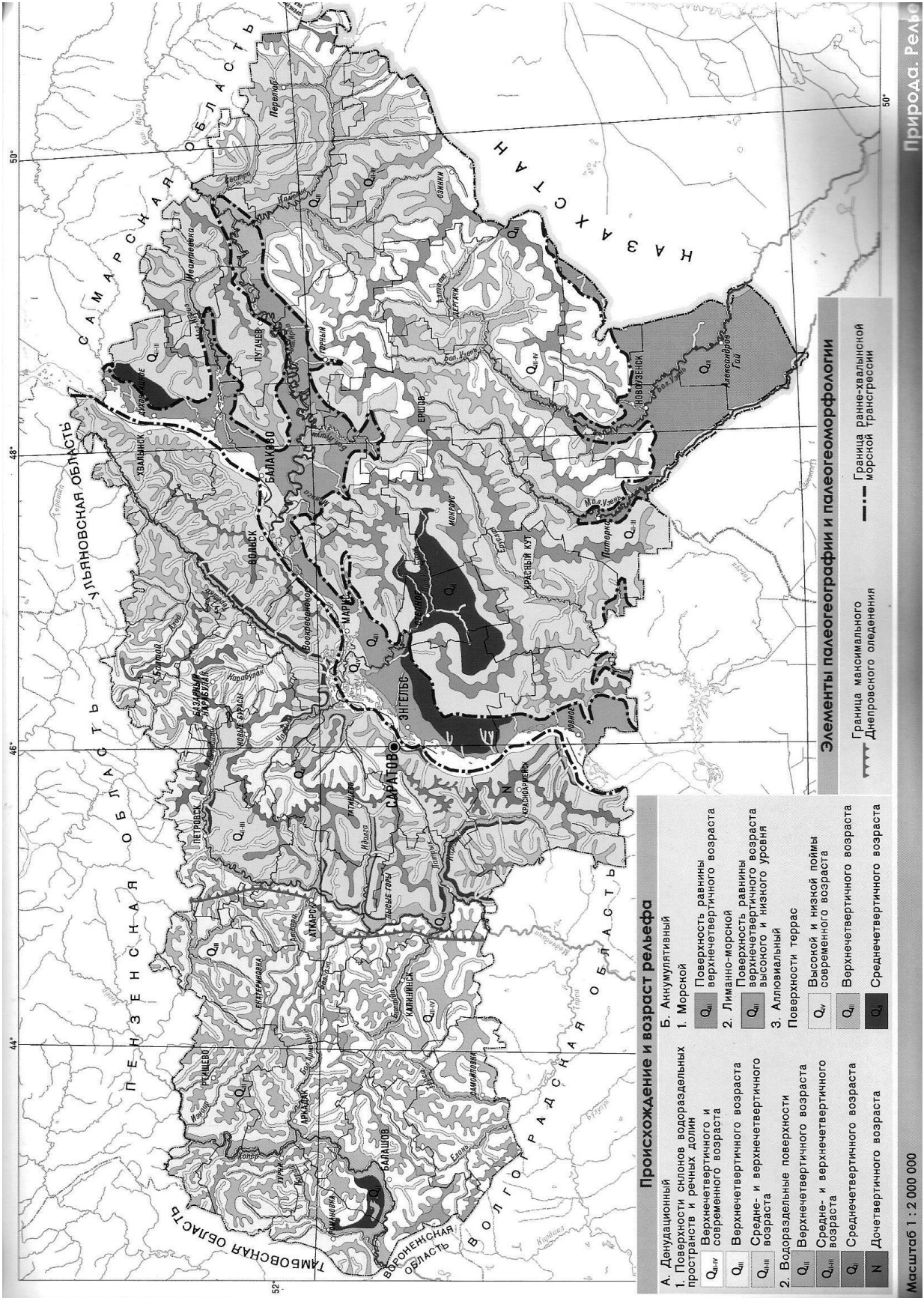


Рисунок 5. Геоморфологическая карта Саратовской области [111]



Почвы Низкой и Высокой Окско-Донской равнины (западнее р. Медведица) сформировались на пылевато-глинистых покровных глинах. К востоку от р. Медведица район Верхней поверхности денудации сложен коренными породами (верхнемеловыми и третичными отложениями различного литологического состава).

Валовой химический состав покровных глин на всей территории Высокой и Низкой равнины является однообразным. Покровные глины к западу от р. Хопер в своем составе содержат несколько больше железа и меньше алюминия, чем к востоку от р. Хопер [110].

Территория Приволжской возвышенности, ограниченная с востока линией водораздела рек Волги и Дона, а на западе рекой Медведицей, сложена преимущественно третичными отложениями, которые, как правило, прикрываются сверху (1-10 м) делювиальными массами, преимущественно глинистого гранулометрического состава [67, 108, 110].

Валовой химический состав почвообразующих пород Приволжской возвышенности находится в прямой зависимости от гранулометрического состава. Чем больше в гранулометрическом составе содержится песчаной фракции и крупной пыли, тем больше содержится кремнезема (до 90%), что приводит к снижению количества других окислов, в том числе и тяжелых металлов. В Саратовской области 95% почв имеют глинистый и тяжелосуглинистый гранулометрический состав [67, 110].

Кратные отношения между содержанием валовых ТМ в пахотном горизонте и материнской породой указывают, что

экологические ландшафтные особенности являются определяющими для формирования депо тяжелых металлов в верхнем горизонте (таблица 7).

Таблица 7

**Кратные отношения ( $K_c$ ) содержания валовых форм ТМ между пахотным слоем и материнской породой (1990 г.) [33]**

Ландшафты и подтипы черноземных почв	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Hg	As	В среднем
Чернозем обыкновенный (Донская равнина)	1,03	9,5	2,97	1,91	1,63	1,1	1,03	2,74
Чернозем обыкновенный (Приволжская возвышенность)	2,1	17,4	1,77	2,0	1,1	1,14	1,05	3,79
Чернозем южный (Приволжская возвышенность)	1,11	2,8	1,36	2,0	1,14	0,99	0,88	1,47

Пахотный горизонт черноземов обыкновенных Приволжской возвышенности по сравнению с другими ландшафтами оказался менее обогащенным валовыми формами ТМ. Показатель кратного отношения этих почв оказался выше на 27,7%, чем у обыкновенных черноземов Донской равнины, и в 2,6 раза, чем на черноземах южных Приволжской возвышенности.

Одна из основных причин дифференцированного формирования депо кислоторастворимых ТМ в верхнем слое почвы ландшафтных единиц – это мощность гумусовых горизонтов и активность эрозионных процессов.

Водная эрозия наиболее активна на Приволжской возвышенности. В процессе эрозии, прежде всего, теряется мелкодисперсная часть верхнего слоя почвы, которая наиболее

обогащена гумусом и микроэлементами [66]. Поэтому у черноземов обыкновенных кратные отношения по сравнению с одноименным подтипом Донской равнины становятся больше.

На черноземах южных материнская порода, по сравнению с другими анализируемыми почвами, в силу генетических особенностей и постоянного проявления процессов водной эрозии наиболее приближена к пахотному горизонту и при механических обработках постоянно попадает в верхний слой почвы. Поэтому здесь наиболее узкие отношения ТМ между материнской породой и пахотным горизонтом.

Анализ растворимых в ААБ тяжелых металлов в верхнем горизонте почв и материнской породе свидетельствует о том, что их количество связано с более высоким уровнем влияния на почвенный покров техногенеза и антропогенеза, а также особенностей геологического строения территории (таблица 8).

Анализ полученных данных показал, что основными факторами формирования растворимых форм ТМ в пахотном горизонте являются запас их в материнской породе, а так же содержание гумуса, активность эрозионных процессов и уровень влияния человека.

Более узкие отношения между подвижными формами ТМ в гумусовом горизонте и материнской породе отмечены в обыкновенных черноземах Окско-Донской равнины, а широкие – в черноземах южных. В среднем по всем определяемым ТМ они были на южных черноземах на 37,5% шире, чем на черноземах обыкновенных Донской равнины. Черноземы обыкновенные

Приволжской возвышенности по уровню показателя кратного отношения занимают промежуточное положение.

Таблица 8

**Кратные отношения ( $K_c$ ) содержания растворимых в ААБ ТМ и фтора между горизонтом А и материнской породой (1990г.) [33]**

Ландшафты и подтипы черноземных почв	F	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Hg	As	В среднем
Чернозем обыкновенный (Донская равнина)	1,2	1,7	1,81	1,1	1,25	1,06	2,0	4,8	1,9
Чернозем обыкновенный (Приволжская возвышенность)	1,0	1,03	1,06	1,17	0,94	0,67	2,5	11,0	2,4
Чернозем южный (Приволжская возвышенность)	0,96	0,9	1,03	1,06	2,83	0,94	8,4	6,67	2,8

На примере чернозема обыкновенного Приволжской возвышенности проведен анализ содержания тяжелых металлов различных форм растворимости и фтора в системе почвенных горизонтов. Эти показатели подчиняются определенным закономерностям (таблица 9).

В ненарушенных эрозионными процессами почвах содержание различных ТМ в гумусовом горизонте и по отдельным горизонтам определяется, прежде всего, химическим составом подстилающей породы, а также индивидуальными функциональными свойствами отдельных элементов. В среднем содержание валовых форм ТМ с увеличением глубины почвенного профиля увеличивается, подвижных – уменьшается. Перераспределение ТМ различной

формы растворимости происходит в основном за счет роста содержания растворимых форм ТМ в верхних слоях профиля, обогащенных гумусом.

Таблица 9

**Содержание тяжелых металлов и фтора в несмытых черноземах  
обыкновенных  
(Приволжская возвышенность, 1990 г.)**

Горизонты	F*	Cu**	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	В среднем
Апах	$\frac{\quad}{1,33}$	$\frac{7,2}{3,55}$	$\frac{15,4}{7,7}$	$\frac{7,9}{4,35}$	$\frac{0,1}{0,19}$	$\frac{13,7}{8,1}$	$\frac{3,3}{0,75}$	$\frac{7,93}{4,1}$
А+В <sub>1</sub>	$\frac{\quad}{0,98}$	$\frac{6,3}{2,3}$	$\frac{23,3}{4,7}$	$\frac{7,0}{3,6}$	$\frac{0,12}{0,17}$	$\frac{9,9}{3,1}$	$\frac{4,7}{0,8}$	$\frac{8,6}{2,4}$
ВС	$\frac{\quad}{1,40}$	$\frac{7,3}{2,55}$	$\frac{11,6}{4,45}$	$\frac{8,4}{3,7}$	$\frac{0,1}{0,165}$	$\frac{10,1}{0,45}$	$\frac{3,4}{0,85}$	$\frac{6,8}{2,0}$
С (фон)	$\frac{\quad}{0,67}$	$\frac{8,0}{3,4}$	$\frac{10,6}{1,45}$	$\frac{8,1}{3,95}$	$\frac{0,14}{0,195}$	$\frac{12,8}{7,1}$	$\frac{3,6}{0,55}$	$\frac{7,2}{2,8}$

\* фтор водорастворимая форма

\*\* в числителе – валовые формы, в знаменателе – подвижные

Общая закономерность перераспределения фтора по горизонтам почвенного профиля не противоречит выведенной закономерности для подвижных форм анализируемых ТМ: с глубиной его количество также уменьшается.

Соотношения, выраженные в показателях кратных отношений между различными формами растворимости ТМ по горизонтам почвенного профиля, еще раз подтвердили выявленные закономерности дифференциации ТМ в почве: вниз по профилю почвы эти отношения становятся шире (таблица 10).

Корреляционная связь различных форм растворимости тяжелых металлов и фтора определяется индивидуальными свойствами элементов и глубиной профиля (таблица 11).

Таблица 10

**Коэффициенты отношения между различными формами тяжелых металлов в почве (Приволжская возвышенность, 1990 г.)**

Горизонты	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	В среднем
Апах	2,0	2,0	1,8	0,5	1,7	4,4	2,1
А+В <sub>1</sub>	2,7	4,9	1,9	0,7	3,2	5,9	3,2
ВС	2,9	2,6	2,3	0,6	22,4	4,0	5,8
С (фон)	2,3	7,3	2,0	0,7	1,8	6,5	3,4

Таблица 11

**Коэффициенты корреляции фтора и между ТМ различной растворимости в генетических горизонтах и подстилающей породе (Приволжская возвышенность, 1990 г.)**

Тяжелые металлы	Горизонты		
	А <sub>пах</sub>	А+В <sub>1</sub>	ВС
F	0,99*	0,82	0,53
Cu	<u>0,98**</u>	<u>0,77</u>	<u>-0,76</u>
	0,81	0,69	-0,85
Zn	<u>0,99</u>	<u>0,77</u>	<u>-0,21</u>
	0,88	0,95	+0,53
Pb	<u>0,86</u>	<u>0,62</u>	<u>-0,86</u>
	0,95	0,85	-0,81
Cd	<u>0,89</u>	<u>0,88</u>	<u>-0,47</u>
	0,78	0,91	+0,35
Ni	<u>0,97</u>	<u>0,86</u>	<u>-0,44</u>
	-0,32	1,0	+0,50
Cr	<u>0,99</u>	<u>0,82</u>	<u>-0,53</u>
	-0,50	0,40	+0,64

\* фтор водорастворимая форма

\*\* в числителе – для валовых, в знаменателе – для растворимых в ААБ форм.

Для черноземов обыкновенных Приволжской возвышенности характерна зависимость содержания ТМ в почвенном профиле от содержания их в материнской породе.

Так, фтор обнаруживает полную положительную корреляцию в горизонтах А и очень высокую в А+В<sub>1</sub>, а в горизонте ВС она составляет -0,53%. Медь в гумусовом горизонте имеет корреляцию с подстилающей породой близкую к единице; в горизонте А+В<sub>1</sub> она также высока, а в ВС – высокая отрицательная. Цинк также обнаруживает существенную зависимость в горизонтах А и А+В<sub>1</sub>, а в ВС прослеживается только средний уровень для подвижных соединений металла. Соединения свинца в горизонте А+В<sub>1</sub> обнаруживают высокую корреляцию с подстилающей породой, в гумусовом слое она положительна и близка к единице, а в слое ВС – отрицательна и очень высока.

Для кадмия в горизонте ВС выявлена умеренная положительная корреляция с подстилающей породой для растворимых форм и средняя отрицательная – для малоподвижных; в других горизонтах корреляция высокая. Никель в гумусовом горизонте имеет полную положительную корреляцию с подстилающей породой по трудно растворимым соединениям (0,97) и отрицательную – по подвижным (-0,32); в горизонте А+В<sub>1</sub> корреляция близка к единице, а в ВС – средняя положительная для растворимых форм (0,50) и средняя отрицательная для малорастворимых (-0,44). Хром распределяется по профилю несмытой почвы аналогично никелю, но для его растворимых форм в горизонте А+В<sub>1</sub> корреляция с подстилающей породой умеренная, а в горизонте ВС – высокая.

Уровень корреляционной связи между содержанием тяжелых металлов обеих форм растворимости в почве между иллювиальным

горизонтом и материнской породой был также высоким, как и в Апах.

Отмечается довольно устойчивая обратная корреляционная связь между содержанием многих тяжелых металлов и фтора в переходном горизонте (ВС) и материнской породой. Это может быть следствием перемещения солей металлов в вышележащие слои, в том числе с участием растений.

Таким образом, в данной главе на примере зональных почв Правобережья показано, что факторами формирования растворимых форм ТМ в пахотном горизонте являются запас их в материнской породе, а также содержание гумуса, активность эрозионных процессов и уровень влияния человека. Обнаружена высокая положительная корреляция содержания тяжелых металлов в гумусовом слое с материнской породой и обратная корреляция между содержанием ТМ и фтора в горизонте ВС и материнской породой. Это обстоятельство, также как и увеличение с глубиной почвенного профиля кратности отношений между содержанием ТМ различной растворимости, указывают на активное перемещение подвижных форм тяжелых металлов растениями.

Суммарное загрязнение почвенных горизонтов не превышает допустимых значений, что допускает любые способы хозяйствования на данной территории, возделывание любых культур.



## **Глава 5. Связь содержания тяжелых металлов в почве с гумусом**

Почва как неотъемлемый биокосный элемент ландшафта и агроэкосистемы выступает фактором упорядочивания их структуры. Она относится к открытым системам, существующим в условиях притока вещества и энергии извне. Устойчивость такой системы в значительной степени зависит от внешних условий несмотря на то, что почвы обладают буферностью [1, 107].

Разрушение и создание органического вещества составляют сущность почвообразования. Из этого общеизвестного положения вытекает принципиально важное следствие – соотношение между процессами минерализации и гумификации обуславливает экологическое равновесие в почве. Сбалансированность названных процессов отражает суть экологической устойчивости почвенного блока, следовательно, и агроэкосистемы в целом. Показателями нормального функционирования почвы является биологическая продуктивность почвы и качество получаемой (производимой) продукции [21, 109].

Находясь в непосредственном контакте с атмосферой, верхний горизонт аккумулирует пылевые и растворенные в атмосферных осадках различные химические соединения, в том числе и тяжелые металлы. Попавшие в почву тяжелые металлы, прежде всего их мобильная форма, претерпевают различные трансформации. Один из основных путей такой трансформации – закрепление гумусовым веществом [57, 62, 84, 91, 101, 112].

Почвенные коллоиды заряжены отрицательно, в них присутствуют гидроксильные группы и электронные пары кислорода, а также карбоксильные и фенольные группы органических веществ. Положительно заряженные ионы металлов притягиваются коллоидными частицами почв. Подвижность ионов металлов возрастает при низких значениях рН, так как протоны водорода имеют более высокое сродство с отрицательно заряженными почвенными коллоидами и конкурируют с ионами металлов за сайты [24].

Из всех элементов агроландшафта целинные участки и лесные насаждения, размещенные на склонах, создают наиболее благоприятные условия для аккумуляции гумуса и формирования оптимальных водно-физических параметров почвы [36, 72]. Это происходит за счет неотчуждаемого листового и травяного опада и отсутствия систематической обработки почв.

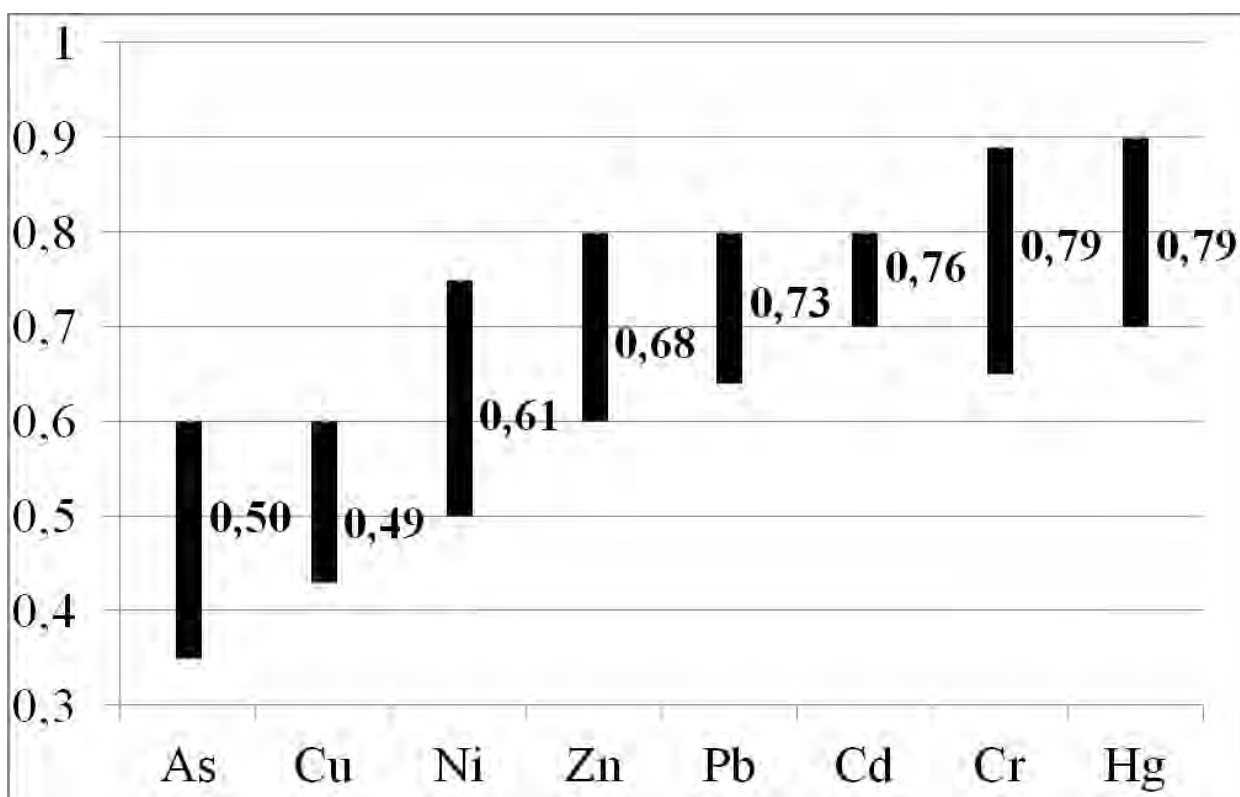
Так, ежегодно под лесной полосой на поверхность почвы с опадом поступает 5-7 т/га органического вещества. Длительное ежегодное поступление в почву растительных остатков позволило почвенной системе в верхнем 0-20 см слое лесных полос, в среднем по подтипам черноземов, накопить от 122 до 131 т/га гумуса. Абсолютные запасы гумуса в слое 0-95 см превышают прилегающие пахотные участки на 75,0 т/га.

В лесной полосе за счет высоких дренажных свойств и более равномерного распределения гумуса по почвенному профилю происходит перераспределение подвижных форм тяжелых металлов из верхнего слоя [33, 36]. Поэтому, несмотря на то, что лесная

полоса является биогеохимическим барьером на пути миграции токсикантов, содержание ТМ в верхнем слое не всегда превышает аналогичный показатель на пашне.

Из всех анализируемых элементов агроландшафта наиболее высокая аккумулирующая способность отмечается у целинной почвы. По-видимому, растительные остатки, которые размещаются в верхнем слое почвы, и активность биохимических процессов в этом слое способствуют концентрации поступающих извне подвижных форм ТМ.

В наших исследованиях выявлена дифференцированная связь между содержанием гумуса в верхних слоях почв и содержанием в них подвижных (растворимых в ААБ) форм ТМ (рисунок 6).



**Рис. 6. Корреляционные связи между содержанием гумуса и тяжелыми металлами в почве с учетом вариаций по подтипам почв**

Высота столбиков на рисунке соответствует степени разброса данных. Если для мышьяка, никеля и хрома, разброс достаточно широк, то для меди, свинца и кадмия он не значительный. Достоверных различий между левобережными и правобережными почвами в данном случае выявлено не было. Вероятно, на процесс закрепления тяжелых металлов гумусовыми веществами оказывают влияние неучтенные факторы, такие как фракционный состав гумуса, условия внешней среды и т.п.

Наиболее высокая корреляционная зависимость с гумусом отмечена у хрома (0,79), ртути (0,79), кадмия (0,76), свинца (0,73). Несколько ниже этот показатель для цинка (0,68), никеля (0,61), мышьяка (0,50), меди (0,49). Вероятно, для последних элементов, более существенными оказываются иные формы закрепления в почвенной системе, чем закрепление гумусовыми веществами. Это предположение подтверждают колебания значений коэффициента корреляции по ландшафтно-географическим провинциям более  $\pm 20\%$ .

Таким образом, в данной главе на примере зональных почв, как Левобережья, так и Правобережья Саратовской области, показано значение гумусовых веществ в закреплении тяжелых металлов. Считаем, что исследования можно продолжать в направлении выявления роли происхождения, фракционного состава, возраста органического вещества в формировании соединений с тяжелыми металлами различной устойчивости.

## **Глава 6. Влияние рельефа местности на распределение тяжелых металлов в ландшафте**

Рассматривая тяжелые металлы как один из основных классов антропогенных загрязнителей, а также естественных геохимических факторов формирования экосистем, нельзя не учитывать возможность их миграции внутри экосистем под влиянием рельефа местности.

Процессы перераспределения веществ, обусловленные рельефом, наиболее существенно сказываются на миграции продуктов загрязнения, поступающих из атмосферы. В том случае, если интенсивность поступления загрязнителей сравнима или меньше скорости процессов перераспределения их в ландшафте, то в аккумулятивных элементах ландшафта происходит повышенное накопление тяжелых металлов и их соединений, а элювиальные элементы ландшафта остаются сравнительно обедненными ими [112].

Вблизи промышленных центров приток техногенных выбросов с воздушным потоком на высокие элементы рельефа (плакоры, водоразделы) часто превосходит процессы ландшафтного перераспределения веществ. Поэтому почвы повышенных элементов рельефа, автономных ландшафтов будут активнее загрязняться, чем почвы подчиненных транзитных и аккумулятивных ландшафтов. Такой процесс можно назвать инверсией полей загрязнения. Это следует учитывать при

выявлении ареалов распространения выбросов, при оценке уровня загрязненности и т. д. [5, 112].

Неравномерность техногенного распределения металлов усугубляется неоднородностью геохимической обстановки в природных ландшафтах. Например, в зоне региональных почвенно-геохимических аномалий, сложившихся при участии активной вулканической деятельности, тектонических или иных природных явлений, поступление в экосистемы таких загрязнителей как тяжелые металлы может существенно превышать антропогенные выбросы. В связи с этим для прогнозирования возможного загрязнения продуктами техногенеза и предотвращения нежелательных последствий деятельности человечества необходимо понимание законов геохимии, законов миграции химических элементов в различных природных ландшафтах или геохимических обстановках [5, 112].

В Саратовской области более 80% пригодных для сельскохозяйственного использования территорий находится на склонах различной крутизны и экспозиции. Область в данном отношении условно разделяется на Правобережье со сложной геоморфологией и ярко выраженным рельефом и Левобережье с преобладанием равнинных, слабо расчлененных овражной сетью территорий (рисунок 7) [66, 67, 111].

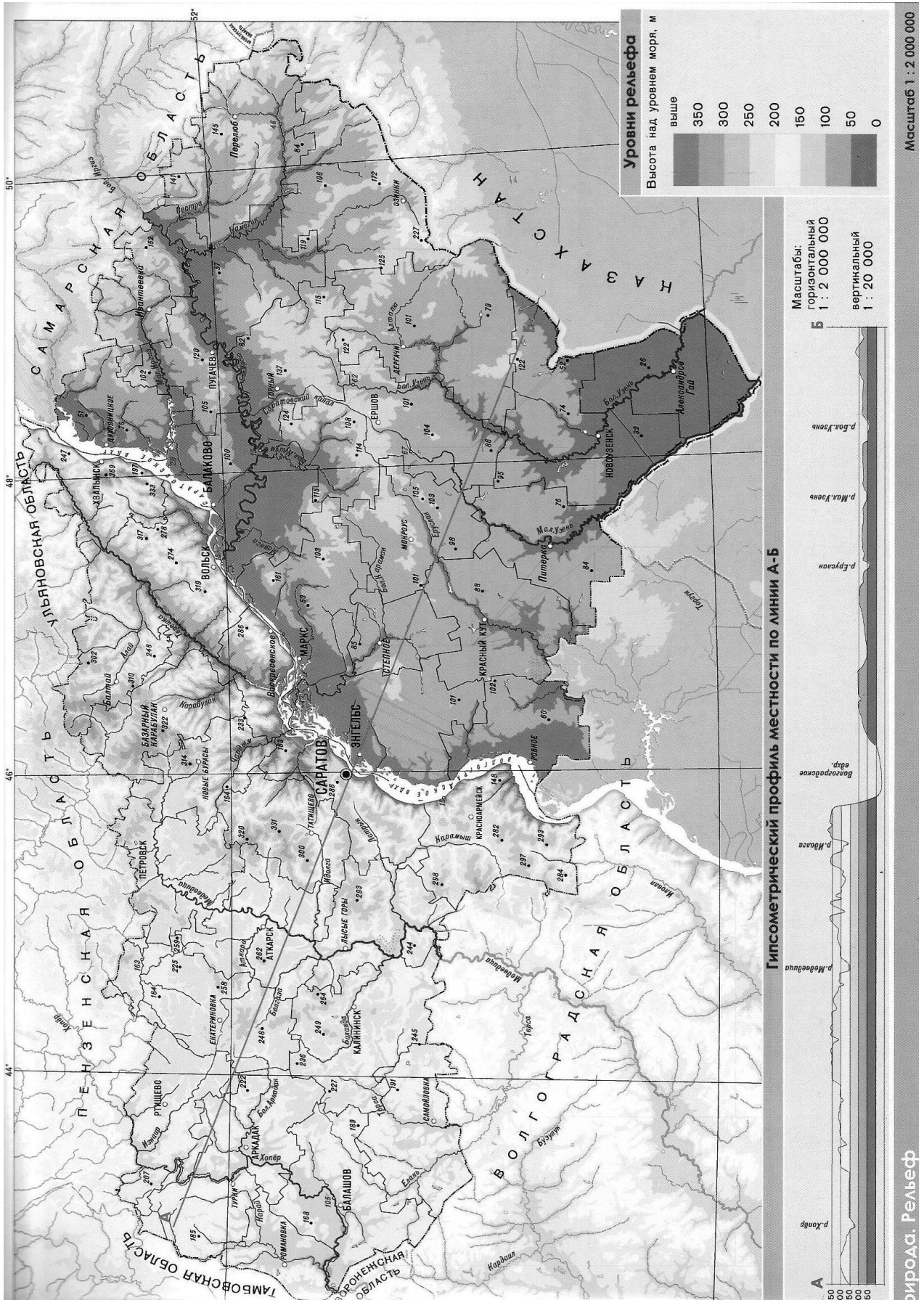


Рис. 7. Гипсометрическая карта Саратовской области [111]

В наших исследованиях было выявлено существенное влияние рельефной составляющей ландшафта на транслокацию тяжелых металлов в поверхностном слое почвы (таблица 12).

Таблица 12

**Влияние рельефа местности на содержание в слое почвы 0-20 см подвижных тяжелых металлов и фтора (1990 г)**

Место отбора проб почвы	F	Cu	Zn	Pb	Cd	Hg
Водораздел	2,35	2,7	6,6	7,0	1,5	0,36
Ложбина	1,2	2,2	5,3	7,05	1,3	0,41
Склон ложбины	2,45	2,5	6,4	7,15	1,1	0,735
Лесная полоса	2,15	4,5	11,0	8,75	1,6	0,53
НСП <sub>095</sub>	0,064	0,21	0,26	0,16	0,13	0,029

Верхний слой почвы водораздельных участков, по сравнению с ложбиной и склоном ложбины, оказался в большей мере обогащен подвижными формами меди, цинка, кадмия и фтора и в меньшей степени – свинцом и ртутью.

Склон ложбины содержал больше соединений свинца и ртути, а также фтора, частично мигрировавших с водораздельных участков и закрепившихся здесь вследствие невысоких скоростей эрозионных потоков. То, что наибольшее содержание соединений ртути отмечено на склоне ложбины (в 2 раза выше, чем на водораздельном участке) может свидетельствовать об относительно низкой способности данного элемента к миграции в пределах ландшафта.

Лесная полоса является геохимическим барьером на пути миграции ТМ в пределах ландшафта, что доказывается



повышенным содержанием в верхнем гумусовом горизонте меди, цинка, свинца, кадмия и относительно высоким содержанием фтора и ртути. В ложбинах наблюдалось наименьшее количество подвижных соединений ТМ, что свидетельствует о высокой активности процессов вымывания последних из верхнего горизонта.

Таким образом, в данной главе показано, что процессы аккумуляции и транслокации тяжелых металлов с учетом рельефа местности зависят от интенсивности эрозионных процессов. Направленность вектора эрозии от водораздела по склону через ложбину до лесной полосы или гидрографической сети определяет направление миграции ТМ и фтора. Определяемые нами элементы обладают способностью аккумулироваться в пределах определенных ландшафтных единиц. Так, на водораздельных участках остаются в относительно высоких концентрациях фтор, медь, цинк, кадмий, а ртуть и свинец вымываются. На склонах аккумулируются в основном ртуть и фтор, в меньшей степени – свинец.

В ложбине скорость водных потоков наиболее высока, поэтому содержание подвижных соединений всех определяемых нами элементов здесь наименьшее.

Лесные полосы являются фитогеохимическими барьерами на пути миграции токсикантов. В лесной полосе, расположенной поперек склона, скорость эрозионных потоков минимальна, что приводит к накоплению подвижных форм ТМ. Особенно заметна эта тенденция на примере свинца, цинка, меди и кадмия.

## **Глава 7. Эрозия почвы как фактор перераспределения тяжелых металлов в ландшафте**

### **7.1 Влияние водной эрозии на содержание валовых форм тяжелых металлов в почвенном профиле**

Эрозия почв является одним из основных деградационных процессов, способствующих снижению почвенного плодородия и эффективности использования ландшафта, как в России, так и за рубежом [111, 127, 133]. Как уже упоминалось, территория Саратовской области крайне разнообразна по рельефу и геоморфологии. В условиях выраженного рельефа очень активно протекает процесс водной эрозии почв, приводя к дальнейшему усилению расчлененности территории. Формируемый ежегодно сток талых или ливневых вод уносит с собой значительное количество почвенных частиц, а вместе с ними гумус, питательные вещества и химические элементы. Величина потерь гумуса и минеральных элементов из почвы, в том числе тяжелых металлов, определяется абиотическими и антропогенными факторами. Диапазон факторов, контролирующих интенсивность и величину смыва питательных веществ, достаточно широк. Основными из них являются: гидрологический режим местности, тип почвы, степень покрытия растительностью, уровень противоэрозионной защиты и технологии земледелия [19, 46, 67, 120, 127, 133].

Ниже представлены данные о подверженности территории Саратовской области действию водной и ветровой эрозии и площади эродированных земель в правобережных районах (таблица 13, рисунок 8).

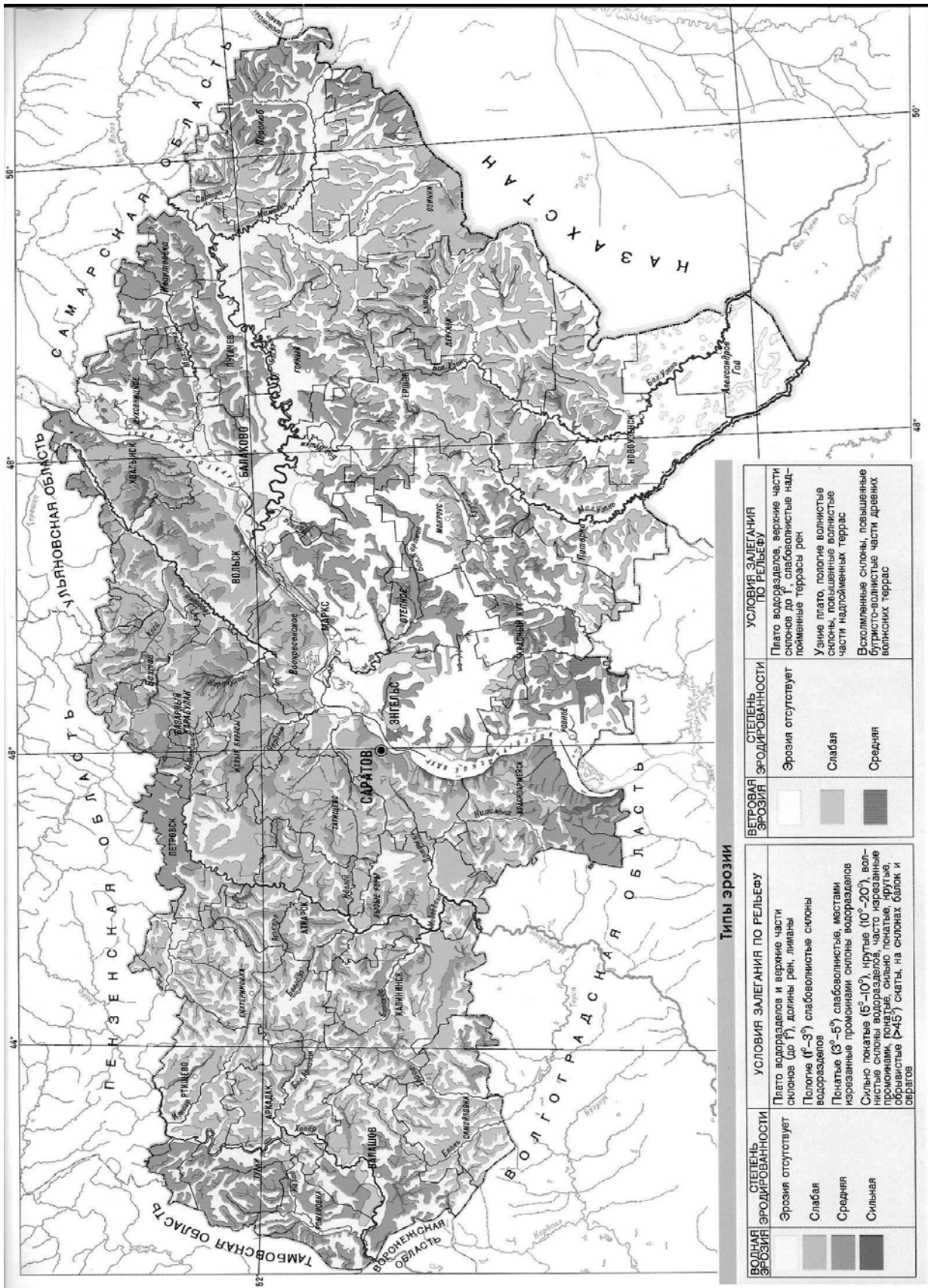


Рис. 8. Карта эродированности земель Саратовской области

Таблица 13

**Степень эродированности пашни зоны производства  
относительно экологически чистой сельскохозяйственной  
продукции [33]**

Администра- тивные районы Саратовской области	В т.ч. пашни, тыс. га	Степень эродированности пашни, тыс. га			Общая площадь эродированной пашни	
		слабо	средне	сильно	Тыс.га	% от пл.пашни
Аткарский	169	126,0	23,6	4,2	153,8	91,0
Петровский	160	126,5	16,0	5,3	147,8	92,4
Екатериновский	208,3	127,7	13,0	4,9	145,6	69,9
Калининский	218,0	145,6	30,8	5,5	181,9	83,4
Балтайский	64,2	42,6	9,1	1,2	52,9	82,4
Б.Карабулакский	128,8	81,2	29,7	4,6	115,5	89,7
Новобурасский	97,9	70,7	11,3	2,2	84,2	86,0
Сумма, тыс га	1189,3	810,5	167,2	33,6	1011,3	
В среднем по районам		90,05	18,6	3,7		
Средний % эродированных земель от площади пашни					86,0%	

По многолетним наблюдениям за процессами водной эрозии, на обыкновенных черноземах в ОПХ «Елизаветинское» (Аткарский район) потери почвы от весенней и ливневой эрозии составляют около 4 т/га, на южных черноземах в ОПХ «Экспериментальное» (район г.Саратова) – до 5 т/га, на обыкновенных черноземах на полях Аркадакской опытной станции – 3 т/га. В среднем по области эти цифры чуть выше – 5-6 т/га [67].

Исследования, проведенные на разных по степени смывости черноземах обыкновенных (Аткарский район), выявили определенные закономерности формирования содержания ТМ и фтора под влиянием процессов водной эрозии.

При увеличении степени смытости почвы меняется структура ее профиля, мощность горизонтов и содержание в них различных химических элементов. Это может быть следствием как активного смыва почвенных частиц, так и изменения физико-химических процессов в почве, влияющих на миграционную способность тех или иных элементов. С точки зрения почвообразовательного процесса ряд вариантов от несмытого до сильносмытого чернозема, рассмотренных последовательно, может служить упрощенной моделью динамики изменения во времени и пространстве свойств почвы под действием эрозии.

Проведенный для каждой степени смытости почвы анализ показал, что содержание тяжелых металлов в профиле почвы адекватно интенсивности проявления эрозионных процессов. Выяснилось, что каждый анализируемый элемент имеет индивидуальную реакцию на степень проявления эрозии (таблица 14).

В результате дисперсионного анализа двухфакторного опыта получена достоверная корреляционная зависимость между содержанием в генетических горизонтах отдельных слаборастворимых тяжелых металлов и степенью смытости почвенного профиля. При этом для каждого элемента в отдельности была получена доказуемая связь.

Таблица 14

**Содержание в генетических горизонтах валовых форм ТМ на  
различных по степени смытости почвах, мг/кг  
(Аткарский район, 1990 г)**

Горизонты	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	В среднем
<b>Чернозем обыкновенный несмытый</b>							
A <sub>пах</sub>	7,2	15,4	7,9	0,1	13,7	3,3	7,93
A+B <sub>1</sub>	6,3	23,3	7	0,12	9,9	4,7	8,55
BC	7,3	11,6	8,4	0,1	10,1	3,4	6,82
C (фон)	8	10,6	8,1	0,14	12,8	3,6	7,21
<b>Чернозем обыкновенный слабосмытый</b>							
A <sub>пах</sub>	7,4	11,2	7,7	0,13	12,1	3,4	7
A+B <sub>1</sub>	7,2	9,3	7,3	0,08	11,4	3,9	6,53
BC	6,4	9,6	5,4	0,09	10,1	3,9	5,91
C	8	10,6	8,1	0,14	12,8	3,6	7,21
<b>Чернозем обыкновенный среднесмытый</b>							
A <sub>пах</sub>	7,2	12,2	8,6	0,11	13,8	4,2	7,68
B	7,9	11,5	8,4	0,11	13,9	4	7,63
BC	6,5	10	6,8	0,13	10,9	4	6,39
C	6,9	9,5	7,5	0,13	9,1	3,7	6,14
<b>Чернозем обыкновенный сильносмытый</b>							
A <sub>пах</sub>	4,5	6,9	5,1	0,04	4,3	2,5	3,89
BC	7,9	10	8,1	0,15	11,5	4,1	6,96
C	2,7	4	3,1	0,01	3,5	4	2,88
Коэффициент корреляции со степенью смытости почв	-0,77	-0,90	-0,63	-0,67	-0,76	-0,30	-0,79

Содержание кислоторастворимых форм тяжелых металлов в зональной (несмытой) почве обусловлено, прежде всего, фоновым их уровнем, а также интенсивностью процессов гумусообразования. Усредненный показатель содержания малорастворимых тяжелых металлов показал, что наличие их в почве тесно связано с

интенсивностью проявления процессов эрозии. Потери в процессе эрозии илистой фракции почвы способствуют снижению содержания малорастворимых ТМ в верхнем пахотном слое. Чем выше степень смывости почвы, тем ниже содержание определяемых микроэлементов. Так, среднее содержание ТМ в верхнем пахотном слое несмытого чернозема было выше, чем в слабосмытом, соответственно на 11,7%, среднесмытом – на 3,2% и сильносмытом – на 50,9%.

Длительное систематическое проявление эрозионных процессов на пашне способствует снижению количества тяжелых металлов не только в поверхностном слое, но и в целом по почвенному профилю. Сравнительный профильный анализ различных по степени смывости почв показал, что по мере усиления эрозионного разрушения почв содержание микроэлементов прогрессивно снижается. Так, содержание ТМ в горизонтах чернозема несмытого было соответственно на 10,1-8,8 и 40,0% выше, чем слабосмытой, средне и сильно смытых разностях почвы.

Индивидуально определяемые в почве элементы по-разному реагировали на интенсивность эрозионных процессов, однако все они подчинялись одной закономерности снижения их в процессе усиления влияния эрозии на почвенный покров. Математический расчет показал отрицательную корреляцию ( $r = -0,30 \dots -0,90$ ).

Для экологической оценки степени воздействия эрозии на содержание тяжелых металлов в почвенных горизонтах рассчитывался коэффициент концентрации (по сравнению с

фоновым содержанием в материнской породе) и суммарное загрязнение почвенных горизонтов (таблица 15).

Таблица 15

**Влияние эрозии на коэффициенты концентрации ( $K_c$ ) и суммарного загрязнения ( $Z_c$ ) валовых форм ТМ (Аткарский район, 1990 г)**

Горизонты	$K_c$						$Z_c$
	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	
Чернозем обыкновенный несмытый							
$A_{\text{пах}}$	0,90	1,45	0,97	0,71	1,07	0,92	6,02
Среднее по профилю	1,12	1,58	0,96	0,76	0,87	1,06	6,35
Чернозем обыкновенный слабосмытый							
$A_{\text{пах}}$	0,92	1,05	0,95	0,93	0,94	0,94	5,73
Среднее по профилю	0,87	0,94	0,84	0,71	0,87	1,03	5,27
Чернозем обыкновенный среднесмытый							
$A_{\text{пах}}$	0,9	1,15	1,06	0,78	1,08	1,17	6,14
Среднее по профилю	0,9	1,06	0,98	0,83	1,01	1,13	5,90
Чернозем обыкновенный сильносмытый							
$A_{\text{пах}}$	0,56	0,65	0,63	0,28	0,33	0,69	3,13
Среднее по профилю	0,77	0,79	0,81	0,67	0,61	0,91	4,58
С (фон)	8,0	10,6	8,1	0,14	12,8	3,6	

Суммарное загрязнение не превышало допустимых значений. В несмытом варианте наибольшее суммарное загрязнение слаборастворимыми металлами отмечается в горизонте  $A+B_1$ , что, по-видимому, связано с процессами химического выветривания в зоне активного действия корневых выделений и миграционными процессами из  $A_{\text{пах}}$  вниз по профилю почвы (кадмий, цинк, хром). По сравнению с фоновым содержанием, увеличение содержания тяжелых металлов в этом горизонте составило 13%. В пахотном



горизонте и ВС средневзвешенная концентрация ТМ была практически равна фоновой (выше на 0,3% и 4% соответственно).

В слабосмытом варианте средневзвешенная концентрация ТМ в горизонтах была ниже фоновой в среднем на 12%, в пахотном слое – на 4,5%, в А+В<sub>1</sub> – на 13%, в ВС – на 18%. Действие процессов эрозии на начальной стадии привело к некоторому сокращению в пахотном горизонте концентрации цинка, свинца, никеля.

Увеличение интенсивности проявления эрозионных процессов оказывает заметное влияние на содержание и распределение по профилю почвы валовых форм тяжелых металлов.

В целом по гумусовому слою в среднесмытой почве отмечено заметное снижение содержания всех тяжелых металлов. В частности, в пахотном слое в результате смыва почвенного горизонта суммарное загрязнение по сравнению с несмытым пахотным слоем снизилось на 3,1%.

В сильносмытом черноземе обыкновенном процессы эрозии оказали самое большое влияние на содержание тяжелых металлов. Потеря гумуса, сокращение мощности гумусового горизонта, приближение подстилающей породы к дневной поверхности привели к увеличению интенсивности процессов вертикальной миграции соединений ТМ. Следствием этого стало некоторое возрастание суммарного загрязнения горизонта ВС за счет снижения концентрации многих металлов в пахотном горизонте и подстилающей породе. В целом по профилю загрязнение

сократилось относительно контрольного варианта на 27,9%, пахотного горизонта – на 48%.

Таким образом, содержание и распределение валовых форм тяжелых металлов по профилю почвы, прежде всего, связано с фоновым их содержанием, а также определяется активностью процессов эрозии. С увеличением интенсивности последних в почве снижается содержание всех анализируемых тяжелых металлов, что приводит к уменьшению ее суммарного загрязнения. По сравнению с несмытой почвой, отмечено снижение суммарного загрязнения в слабосмытом варианте на 17%, среднесмытом – на 7,1%, сильносмытом – на 27,9%. Математический расчет показал отрицательную корреляцию содержания металлов со степенью смытости почв ( $r = -0,30 \dots -0,90$ ). Вследствие незначительной техногенной нагрузки на агроэкосистемы и высокой активности эрозионных процессов происходит очищение верхних горизонтов почв от валовых форм тяжелых металлов.

## **7.2 Влияние водной эрозии на содержание подвижных форм тяжелых металлов в почвенном профиле**

Для обеспечения растений микроэлементами необходимы как слаборастворимые, так и растворимые формы тяжелых металлов. Первая группа является потенциальным источником для питания растений, а при высоком уровне содержания – загрязнителем. Группа растворимых металлов может быстро поглощаться растениями, а при высокой влагообеспеченности – мигрировать с горизонтальными и вертикальными потоками воды [53, 55].

Анализ почвенного профиля чернозема обыкновенного несмытого показал, что наибольшее содержание фтора отмечено в пахотном горизонте и горизонте ВС (таблица 16). Аккумуляция гумуса и ежегодные поступления растительных остатков, которые формируются на границе раздела литосферы и атмосферы, позволяет пополнять запасы фтора верхнего горизонта. Поэтому содержание его было почти в 2 раза (1,98) выше, чем в подстилающей породе.

Концентрация фтора в значительной степени зависит от эрозионной активности. По мере увеличения смытости почвы содержание фтора в почве падает. Так, в гумусовом слое слабосмытой почвы, по сравнению с несмытой, содержание фтора снизилось в 1,3 раза, а в средне – и сильносмытых аналогах соответственно в 2,0-3,3 раза. Промывка фтора водными потоками охватывает весь почвенный профиль и даже материнскую породу.

Таблица 16

**Влияние интенсивности эрозионных процессов на содержание подвижных форм ТМ и фтора в почвенном профиле, мг/кг (Аткарский район, 1990 г)**

Горизонты	F	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	В среднем
Чернозем обыкновенный несмытый								
A <sub>пах</sub>	1,33	3,55	7,7	4,35	0,19	8,1	0,75	4,11
A+B <sub>1</sub>	0,98	2,3	4,7	3,6	0,17	0,2	0,8	1,96
BC	1,40	2,55	4,45	3,7	0,16	0,45	0,85	2,03
C (фон)	0,67	3,4	1,45	3,95	0,19	7,1	0,55	2,77
Чернозем обыкновенный слабосмытый								
A <sub>пах</sub>	0,26	3,75	2,6	4,25	0,2	0,8	0,7	2,05
A+B <sub>1</sub>	0,69	2,95	0,95	4,00	0,18	6,95	0,65	2,61
BC	0,65	1,95	0,7	2,9	0,15	4,25	0,7	1,77
C	0,67	3,4	1,45	3,95	0,19	7,1	0,55	2,77
Чернозем обыкновенный среднесмытый								
A <sub>пах</sub>	0,52	2,7	2,25	3,7	0,16	6,2	0,85	2,64
B	0,61	3,1	1,2	3,8	0,19	6,85	0,7	2,64
BC	0,83	2,5	0,95	3,1	0,19	4,25	0,7	1,95
C	0,66	2,35	1,35	3,4	0,16	4,55	0,8	2,10
Чернозем обыкновенный сильносмытый								
A <sub>пах</sub>	0,69	1,65	2,00	2,4	0,13	2,95	0,65	1,63
BC	0,85	2,6	1,05	3,55	0,16	6,35	0,7	2,40
C	0,46	1,15	0,6	1,15	0,1	1,8	0,85	0,94
Коэффициент корреляции со степенью смытости почв	-0,47	-0,91	-0,83	-0,92	-0,90	-0,40	-0,23	-0,82

По-видимому, снижение содержания фтора прослеживается на глубину промачивания почвенной толщи. При переходе обыкновенного чернозема из категории несмытых в категорию смытых в разной степени почв в среднем наблюдается резкое (на 63,1%) падение в пахотном горизонте концентрации фтора. Водные потоки наряду с верхним слоем почвы промывают от фтора и весь

почвенный профиль. Максимальное количество фтора (1,09 мг/кг) содержалось в незатронутом процессами эрозии почвенном профиле. В эродированных разностях почвенный профиль в среднем содержал фтора на 42,2% меньше, чем на неэродированном варианте.

Подвижные формы тяжелых металлов, также как и фтор, легко подвергается воздействиям на них водных потоков.

А.П. Виноградов (1957) определяет среднее содержание Си в черноземных почвах, равное 30 мг/кг. Лишь небольшое количество Си (менее 1%) находится в почве в виде водорастворимых солей. По нашим аналитическим данным, коэффициент кратного отношения между слаборастворимыми и растворимыми формами меди составляет 2,1. Таким образом, примерно 50% меди переходит из слаборастворимой формы в растворимое состояние [14, 15].

Медь поглощается как минеральными, так и органическими коллоидами. При этом образуются прочные комплексы, что приводит к снижению доступности этого элемента для растений.

В профиле черноземных почв содержание меди прямо коррелирует с количеством гумуса. Поэтому в остальных горизонтах содержание металла оказалось ниже, чем в пахотном слое.

Отмечается эрозионная миграция меди по профилю почвы. В слабосмытых почвенных разностях максимальное содержание меди отмечается в иллювиальном горизонте. В гумусовом слое смытых разностей ее содержалось меньше, чем в гумусовом слое зональных почв. Так, в средне- и сильносмытых аналогах обыкновенного

чернозема содержание меди снижается в гумусовом слое соответственно на 26,6% и в 4,8 раза.

Среднее содержание цинка в почвах, по данным А.П. Виноградова (1957), составляет 30 мг/кг. В почве цинк может находиться как в нерастворимой, так и в обменной, и водорастворимой формах. Большую роль в миграции и закреплении Zn играют органические соединения. Поэтому цинк накапливается в гумусовых горизонтах [84]. В черноземных почвах в связи с повышенным содержанием гумуса содержание этого металла может значительно повышаться. В ландшафтах цинк характеризуется высокой интенсивностью миграции и относится к легковыносимым из почвы элементам [88]. Значительное содержание органического вещества в верхних горизонтах обыкновенных черноземов способствует образованию нерастворимого гумата цинка [41, 84]. В связи с этим распределение Zn по профилю обыкновенного чернозема характеризуется тенденцией постепенного уменьшения его количества от гумусового горизонта к материнской породе. Горизонт  $A_{\text{пах}}$  содержит всего лишь на 4,4% больше малорастворимого цинка, чем подстилающая порода. Коэффициент отношения между слаборастворимыми и растворимыми формами цинка в верхних богатых гумусом горизонтах составляет 2,0. С глубиной это коэффициент становится шире.

Активность эрозионных процессов на Приволжской возвышенности вносит определенные коррективы в содержание и распределение цинка по профилю почвы. По мере усиления степени смывости содержание растворимого цинка в почвенном профиле

снижается. Так, в зональной почве гумусовый слой содержит растворимого цинка 17,7 мг/кг, а в слабосмытой – на 9,5% меньше. Особенно заметные потери цинка отмечаются в средне- и сильносмытых почвах. По сравнению с немытой почвой, потери цинка из гумусового слоя почвы, нарушенной эрозией, снизились в 4,0-6,8 раз. Этот металл в виде подвижных соединений накапливается преимущественно в пахотном горизонте. В несмытом черноземе обыкновенном подвижных форм цинка содержится в 5,3 раза больше, в слабосмытом – в 7,7 раз, в среднесмытом – в 2,3 раза, а в сильносмытом – в 3,3 раза больше, чем в горизонте С. При переходе черноземов из категории несмытых в слабосмытые в пахотном горизонте уменьшается содержание слаборастворимых соединений цинка, а доля подвижных соединений заметно возрастает. Одновременно с этим в горизонтах А+В<sub>1</sub> и ВС содержание подвижных форм снижается.

Растворимые формы свинца так же, как и цинка, накапливаются преимущественно в верхних гумусированных горизонтах, где вместе с гумусом создает комплексные соединения. Пахотный горизонт исследуемых почв содержал на 10,0% больше металла, чем подстилающая порода. Коэффициент отношения между слаборастворимыми и растворимыми формами свинца несколько уже, чем у цинка и составляет в верхнем горизонте 1,8. С глубиной этот коэффициент становится шире.

Установлена прямая корреляционная связь между содержанием растворимого свинца в генетических горизонтах и в подстилающей породе.

Процессы водной эрозии оказали определенное влияние на содержание свинца в почве. Водные потоки вымывают растворимые формы свинца вглубь почвы и, по-видимому, за пределы глубины сезонного промачивания почвенного профиля. Так, гумусовый слой несмытого обыкновенного чернозема содержал 9,9 мг/кг растворимых форм свинца, а среднесмытого – уже на 24,2 % меньше.

В иллювиальном горизонте слабосмытых почв отмечается некоторое повышение содержания свинца по сравнению с зональной почвой, что, по-видимому, связано с миграцией обогащенных гумусом коллоидных частиц в этот горизонт.

В сильносмытых черноземах, по сравнению с несмытыми, содержание растворимых форм в среднем уменьшилось в 4,1 раза.

Растворимых форм кадмия в черноземах обыкновенных содержится незначительное количество. По содержанию растворимого кадмия генетические горизонты уступают подстилающей породе, что указывает на незначительность поступления этого элемента в почвенную систему из внешней среды. Более близким к фону по содержанию кадмия оказался пахотный горизонт. Коэффициент отношения между различными формами в верхнем горизонте составил 0,5. С глубиной этот коэффициент становится шире.

Процессы водной эрозии скорректировали содержание кадмия в почвенном профиле. В профилях эродированных почв отмечается падение его содержания по сравнению с незэродированными. Гумусовые горизонты слабо- и среднесмытых почв потеряли в



результате снижения содержания гумуса и вертикальных миграционных процессов 40% кадмия.

Никель является элементом среднего биологического захвата. В черноземных ландшафтах он малоподвижен и мало выносится из почвенной толщи [86]. Указанная закономерность относится как к нерастворимым и обменным, так и растворимым формам данного химического элемента [14, 15, 25, 65, 91]. Распределение по профилю указывает, что вне зависимости от растворимости никель концентрируется в верхнем пахотном горизонте вследствие сильной связи процессов аккумуляции анализируемого элемента с внешней средой. Наиболее узкие отношения между двумя формами растворимости никеля отмечаются в верхних богатых гумусом горизонтах. С глубиной эти отношения становятся шире. Слои слабо- и среднесмытых черноземных почв по сравнению с несмытыми аналогами имеют более высокое содержание растворимых форм никеля, и только в сильносмытых почвах отмечается резкое падение его содержания. По-видимому, это обусловлено особенностями минералогического состава почвы и слабым влиянием на него водных потоков. Установлена тесная корреляционная связь между степенью смытости почвы и содержанием элемента в ней.

Хром является малоподвижным и инертным элементом слабого биологического захвата [88]. В почвах хром разновалентен, преобладают малорастворимые формы. При высоких температурах и определенных реакциях среды происходит окисление хрома до растворимых форм [65]. В щелочных условиях отмечается высокий

уровень трансформации хрома в малорастворимые формы. Хром слабо аккумулируется гумусом и поэтому относительно равномерно распределяется по профилю черноземной почвы [14, 21, 88]. В исследуемой почве, обладающей реакцией среды от 5,5 до 6,5 отмечаются очень широкие отношения между малорастворимыми и растворимыми формами хрома, что указывает на неблагоприятные условия для перехода малорастворимых соединений хрома в растворимые формы. В пахотном слое слабосмытого чернозема, по сравнению с несмытым, концентрация подвижных форм хрома возрастает в 4,5 раза.

Суммарное содержание растворимых тяжелых металлов – один из основных показателей экологического состояния почвы. Эрозия способствует снижению суммарного загрязнения почвы (таблица 18). Подсчет суммарного загрязнения ( $Z_c$ ) показал, что наиболее загрязненным является верхний слой несмытых разностей почвы.

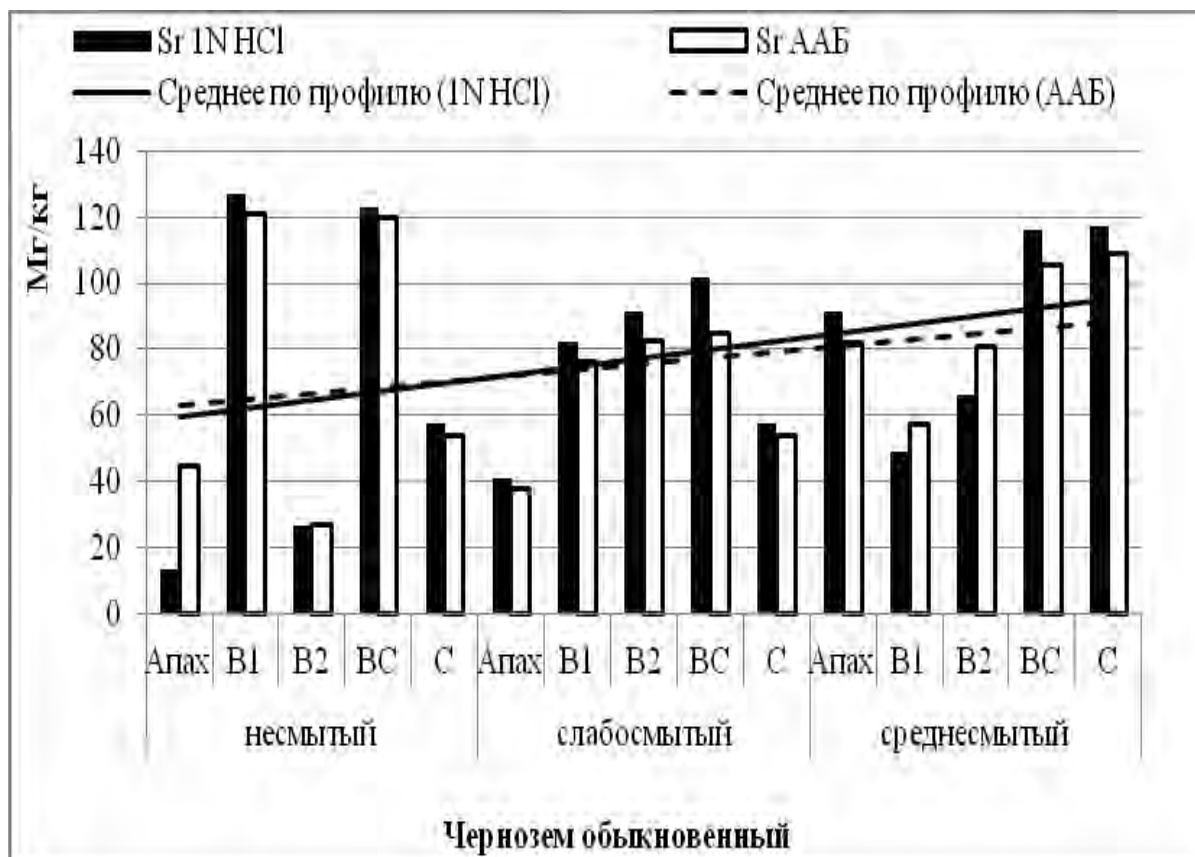
Процесс снижения загрязненности склоновых эродированных почв – это результат комплексного влияния как физических процессов смыва почвы, так и уменьшения содержания в ней гумуса. Как известно, гумус – основной аккумулятор подвижных форм тяжелых металлов. Поэтому суммарное содержание растворимых тяжелых металлов верхнего слоя слабосмытой почвы, по сравнению с зональной, было меньше в 1,9 раза, а в сильно смытой – уже в 2,2 раза.

*Таблица 18*

**Влияние процессов эрозии на суммарное содержание в почвенном профиле подвижных форм тяжелых металлов и фтора (Аткарский район, 1990 г)**

Горизонты	K <sub>c</sub>							Z <sub>c</sub>
	F	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	
<b>Чернозем обыкновенный несмытый</b>								
A <sub>пах</sub>	1,98	1,04	5,30	1,10	0,97	1,14	1,36	12,89
Сред. по профилю	1,84	0,82	3,86	0,98	0,90	0,41	1,45	10,26
<b>Чернозем обыкновенный слабосмытый</b>								
A <sub>пах</sub>	0,39	1,10	1,79	1,07	1,02	0,11	1,27	6,75
Сред. по профилю	0,79	0,84	0,97	0,94	0,90	0,56	1,24	6,26
<b>Чернозем обыкновенный среднесмытый</b>								
A <sub>пах</sub>	0,78	0,79	1,55	0,93	0,82	0,87	1,54	7,28
Сред. по профилю	0,97	0,81	1,01	0,89	0,94	0,81	1,17	6,60
<b>Чернозем обыкновенный сильносмытый</b>								
A <sub>пах</sub>	1,03	0,48	1,38	0,61	0,67	0,41	1,18	5,76
Сред. по профилю	1,15	0,62	1,05	0,75	0,76	0,65	1,22	6,21

Для изучения состояния и миграционной способности стронция в агроландшафтах нами были проанализированы данные о содержании элемента в черноземе обыкновенном Аткарского района Саратовской области на различных по степени эродированности почвах и географически ориентированных склонах (рисунок 9).



**Рис. 9. Распределение валовых (1n HCl) и подвижных (ААБ) форм стронция по почвенному профилю в зависимости от степени смытости**

При этом установлено, что при эрозионно-ненарушенном строении почвенного профиля стронций сосредотачивается в основном в горизонтах B<sub>1</sub> и BC. Вследствие эрозионного разрушения верхних горизонтов почвы нижележащие горизонты включаются в почвообразовательный процесс, их физические и химические свойства меняются. Так, в слабосмытом черноземе горизонт C не затронут эрозионными процессами, и стронций из верхних горизонтов переместился до BC. В среднесмытом черноземе стронций перемещается вниз по профилю, включая горизонт C. В отличие от большинства тяжелых металлов [33],

содержание стронция в почвенном профиле достоверно увеличивается пропорционально степени смывости почв ( $r=0,91$  для растворимых в ААБ и  $r=0,94$  для валовых форм). При этом происходит генетически и механически обусловленная передислокация стронция из горизонта  $B_1$  вниз по профилю [71].

Таким образом, экологические условия агроландшафтов Правобережья Саратовской области способствуют активному развитию процессов водной эрозии почв. На этом фоне происходит значительное сокращение содержания как валовых, так и подвижных форм тяжелых металлов в почвенных горизонтах. Исключение составляют только почвы, испытывающие существенную техногенную нагрузку – близки промышленных предприятий и автомобильных дорог.

При подсчете коэффициентов концентрации и суммарного загрязнения выяснилось, что данные показатели не превышают допустимых значений для сельскохозяйственных угодий. Суммарное загрязнение несмытых (зональных) почв в 2 раза превышает уровень загрязнения эродированных аналогов. Особенно интенсивно из гумусовых горизонтов под влиянием процессов эрозии мигрирует цинк, фтор, никель. Пахотный слой слабосмытой почвы содержит на 50,1% меньше, а сильносмытой почвы – в 2,5 раза меньше, чем слой несмытой почвы. Подобная закономерность потерь растворимых форм тяжелых металлов отмечается для профилей всех анализируемых разностей почв. Максимальная промывка профиля от тяжелых металлов отмечалась на

сильносмытых почвах. Здесь потери тяжелых металлов, по сравнению с несмытыми почвами, в среднем составили 39,0%.

В процессе проведения анализов выявились индивидуальные особенности поведения отдельных микроэлементов в процессе проявления водной эрозии, однако корреляция со степенью смытости почв для всех элементов была обратной. Из общей закономерности выделяется стронций. Содержание его возрастает пропорционально смытости почв.

Приведенные данные имеют существенное значение для распределения угодий для производства экологически безопасной сельскохозяйственной продукции. Например, эродированные почвы Окско-донской равнины и Приволжской возвышенности, при соблюдении почвозащитных мероприятий и экологически обоснованных приемов интенсификации земледелия, по микроэлементному составу могут быть более пригодны для получения такой продукции, чем равнинные несмытые почвы. Однако, этот вывод носит общий для агроландшафтов характер. В каждом конкретном случае следует обоснованно подходить к решению вопроса, так как возможно проявление местных геохимических аномалий и геохимических барьеров, влияние промышленных выбросов и т.д.

В следующей главе речь пойдет о влиянии геохимических барьеров на миграцию тяжелых металлов в экосистемах.

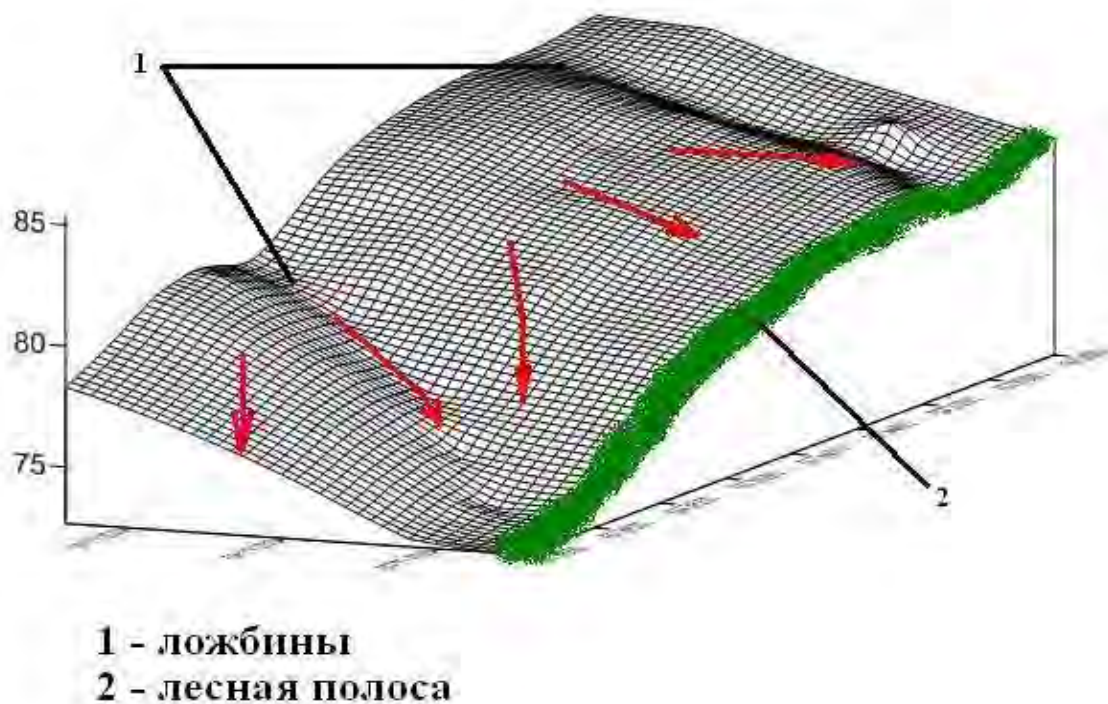
## **Глава 8. Полезащитные лесные полосы и водоемы - геохимические барьеры в ландшафте**

**Лесные насаждения** в условиях ландшафта участвуют во многих функциональных процессах почвообразования. Наши исследования показали, что, несмотря на изменения климата, лесные полосы продолжают оставаться основным регулятором снегораспределения в агроландшафте. В период активной фазы снеготаяния, формирования стока талых и ливневых вод они выполняют роль фильтра, при этом задерживают большую часть смытого с поверхности почвы мелкозема, в то же время переводят жидкую фазу стока внутрь почвенной системы [36, 72].

Задерживающая и распределяющая функция лесных насаждений в агроландшафте формирует биогеохимический барьер, таким образом, почвенный и растительный покров в лесной полосе и примыкающей к ней части поля имеют повышенное содержание химических элементов.

Мониторинг распределения влаги по фациям агроландшафта выявили определенные закономерности. На начало снеготаяния основные запасы продуктивной влаги сосредоточились в слое 0-50 см (54,1%). Максимальное количество продуктивной влаги верхним слоем аккумулировалось на фации «водораздел» (71,0%), минимальное – в фации «ложбина» (35,2%). На склоне различия достигают значений 53,6-55,8%. Однако в слое 50-100 и 100-150 см отмечается обратная закономерность: ложбина (95-142 мм) преобладала над водоразделом (27-31 мм), запасы продуктивной

влаги в ложбине были в 1,8 раза выше, чем на водоразделе. Это свидетельствует о формировании внутрипочвенного стока еще под снежным покровом. Направление внутрипочвенного стока по фациям совпадает с поверхностным, так как формируется под влиянием тех же гравитационных сил (рисунок 10).



**Рис. 10. Схема размещения элементов агроландшафта и направлений поверхностного стока талых и ливневых вод (стрелки)**

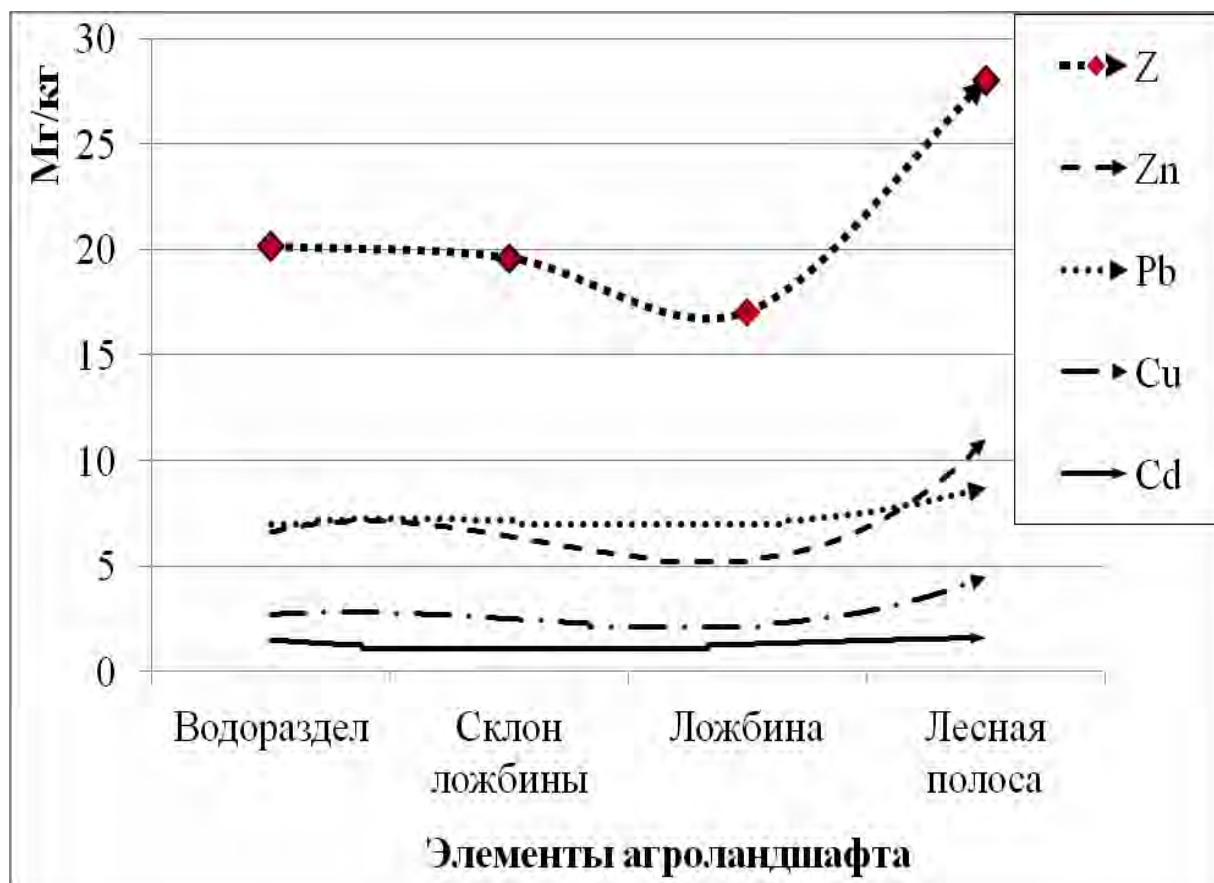
По мере схода снега талая вода насыщает участки скорейшего оттаивания почвы: склон и ложбину, и затем под промерзшим слоем перераспределяются по склону до гидрографической сети. При транзитном стоке со склонов смывается мелкодисперсная часть почвы, которая в основном аккумулирует тяжелые металлы [99].

По верхней опушке лесных полос в ложбинах расположены аккумулятивные фации как правило в виде конусов. Это нетипичные участки площадью 400-600 м<sup>2</sup>. Содержание



физического песка в наносном гумусовом горизонте составляет 52% при фоновом значении по ложбине 46,6-48,7%.

Таким образом, одним из основных геохимических барьеров на пути миграции талых вод, несущих с собой частицы мелкозема и растворенные минеральные соли, являются поперечные лесные полосы, расположенные поперек склона. В зависимости от принадлежности к элементам рельефа и агроландшафта установлены различия в насыщенности металлами верхних горизонтов почв. Использован показатель аддитивного (суммарного) содержания тяжелых металлов, обозначенный Z (рисунок 11).



**Рис. 11. Тренды и направления перераспределения тяжелых металлов в почве элементов агроландшафта**

Отрицательные формы рельефа (ложбины) остаются наиболее экологически чистыми участками агроландшафта, поскольку выполняют роль элювиальных фаций. В условиях высокой облесенности полей транзитный сток, как правило, пересекает лесные полосы, что приводит к аккумуляции в них солей тяжелых металлов. Аддитивное содержание металлов в почве лесной полосы было на 32,1% выше, чем в среднем по элементам агроландшафта.

Водоемы играют роль природного геохимического барьера, адсорбируя в донных отложениях многие химические соединения, в том числе соединения тяжелых металлов. Поэтому наиболее реальным подтверждением уровня содержания ТМ и фтора в почвах являются донные отложения в прудах и реках.

Нами были проанализированы особенности миграции ТМ из почв в водоемы на примере ландшафтов вблизи с. Елизаветино Аткарского района Саратовской области (рисунок 12).

Содержание фтора снижается по схеме: почва – донные отложения прудов – донные отложения р. Медведица (рисунок 13). Так, ил прудов (в среднем по 5 прудам) содержал фтора в 4,5 раз выше, а ил р. Медведицы – в 5,8 раза ниже, чем верхний горизонт почвы полевых севооборотов. Таким образом, чем интенсивнее обмен воды в водных источниках, тем меньше концентрация фтора в донных отложениях.



Рис. 12. Карта-схема полигона для наблюдения за ТМ в системе почва-водоемы

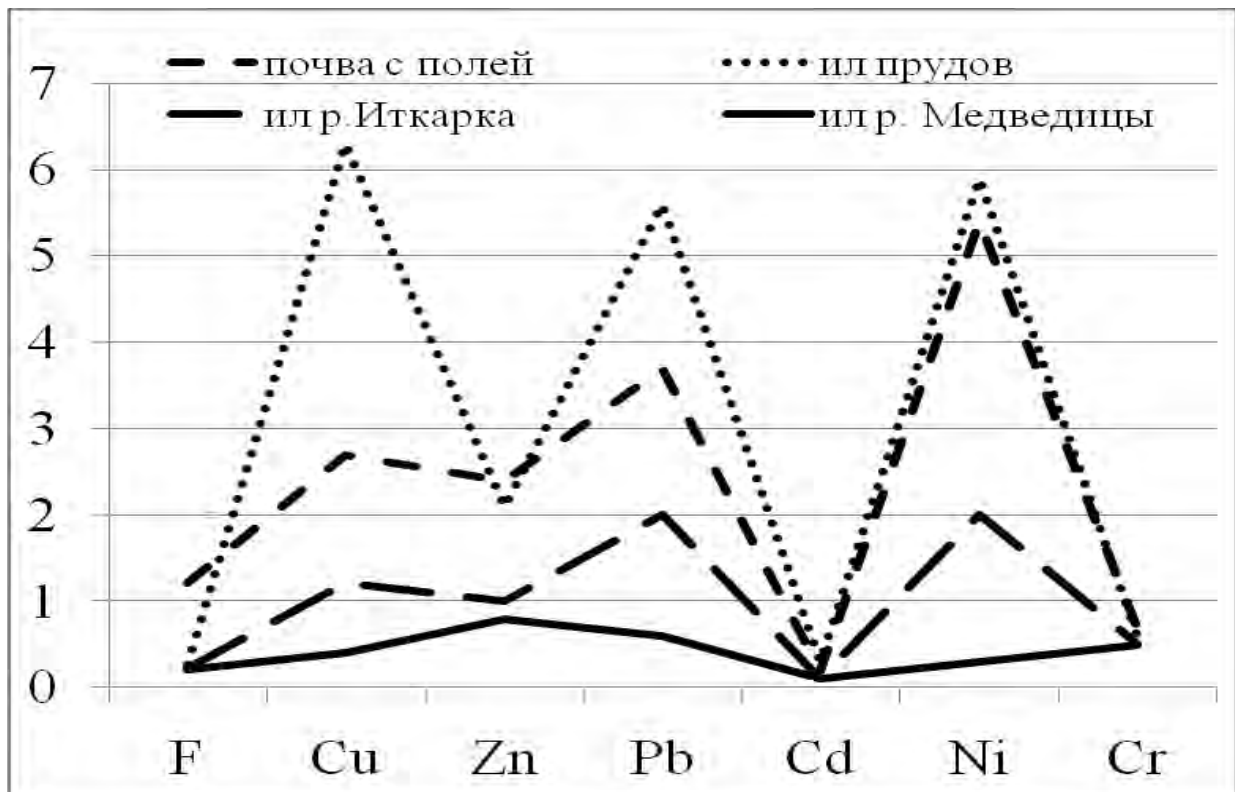


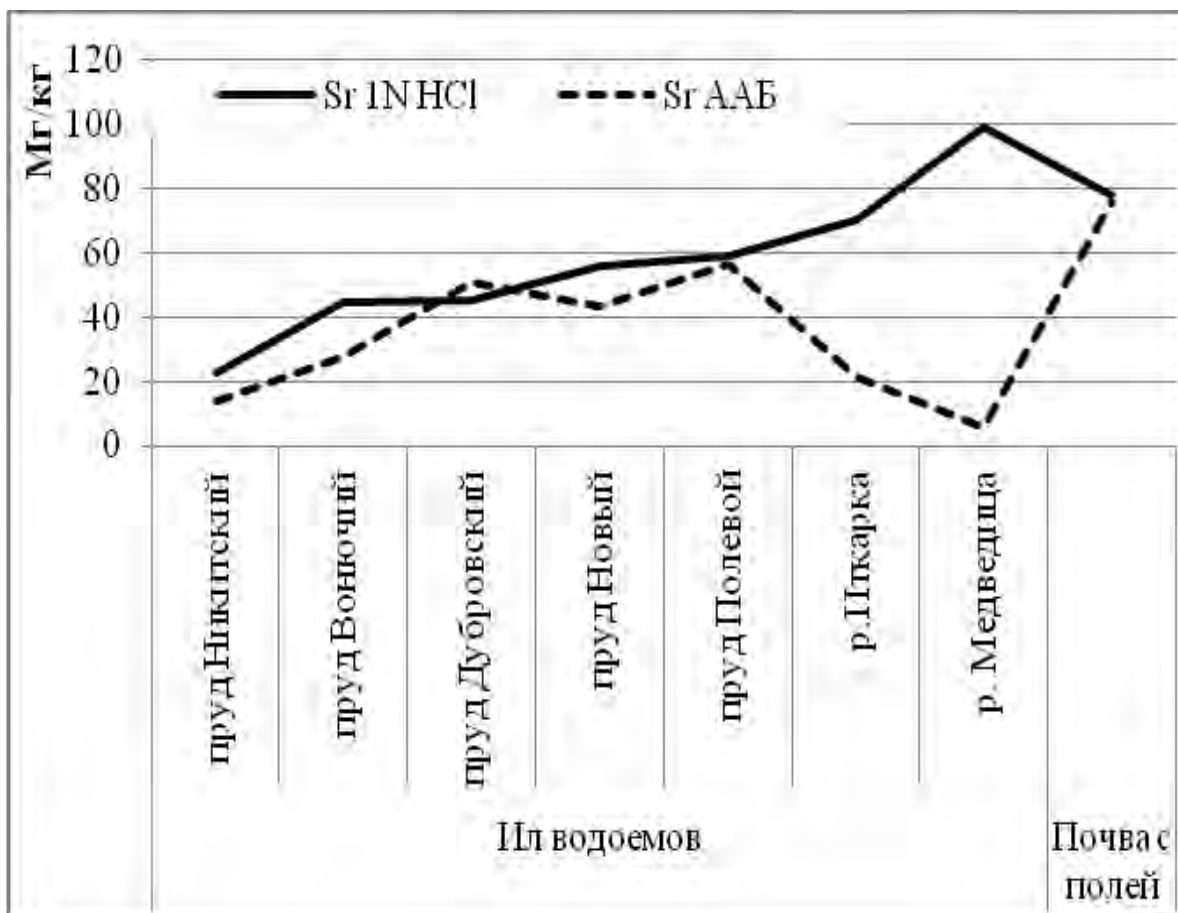
Рис. 13. Тренды содержания тяжелых металлов в различных природных объектах, мг/кг

В иле прудов, по сравнению с почвой, отмечена более высокая концентрация кислоторастворимых форм меди, свинца, никеля и меньше цинка, кадмия и хрома. Из растворимых форм более высокая концентрация наблюдалась по меди, свинцу и никелю.

Более узкие кратные отношения между кислоторастворимыми и подвижными формами в иле донных отложений прудов, по сравнению с почвой отмечаются по меди, свинцу и хрому. По остальным показателям (цинку, кадмию, никелю) они стали более широкими, что указывает на менее интенсивный характер поступления их в водные источники из внешней среды.

В донных отложениях р. Медведица отмечено более низкое (за исключением хрома) содержание ТМ, чем в прудовых отложениях. Так, в донных отложениях р. Медведица содержание кислоторастворимой меди было в 9, цинка в 4,8, свинца в 8,7, никеля в 8,6, хрома в 1,19 ниже, чем в донных отложениях прудов. Содержание растворимых форм ТМ в речных отложениях, по сравнению с прудовыми, в целом было ниже в 7,3 раза.

Для оценки степени горизонтальной миграции валового стронция в рамках ландшафта и его возможного влияния на водные экосистемы были проанализированы пробы донных отложений из прилегающих водоемов, различных по крутизне, площади и экспозиции рельефных элементов ландшафта (рисунок 14).



**Рис. 14. Содержание валовых и подвижных форм стронция в почве (в среднем по профилю почвы на склонах) и донных отложениях водоемов**

Как видно из представленного графика, стронций в донные отложения прудов мигрирует из почвы незначительно. В этом отношении он отличается от большинства тяжелых металлов [36]. В донных отложениях его содержание было ниже, чем в почве в среднем на 45,5%. При этом корреляция содержания стронция с площадью водосборов, площадью водного зеркала и крутизной водосборных склонов была низкая ( $r=0,13... -0,30$ ). Однако установлена закономерность повышения содержания стронция в почве в ряду ЮЗ<З<ЮВ<В<С (на графике слева направо). Наиболее

вероятная причина выявленной закономерности – интразональность рельефного микроклимата, влияющая на вынос стронция с урожаем возделываемых на склонах культур, а также пестротой и индивидуальностью гранулометрического состава материнских пород рельефных элементов ландшафта. Выявлена прямая зависимость между проточностью водоема и соотношением в донных отложениях валовых и подвижных форм стронция ( $r= 0,7$ ). Иными словами, чем меньше проточность, тем уже это соотношение. В меньшей степени это характерно также для кадмия и никеля.

Результаты исследований позволяют прогнозировать направления и интенсивность миграции тяжелых металлов в пределах экосистемы, исходя из расположения в них геохимических барьеров. В частности, использование сапропеля и прудового ила в качестве удобрения должно основываться только на результатах тестирования микроэлементного состава. В условиях крупных водосборов илистые отложения замкнутых водоемов могут представлять экологическую опасность. То же относится к рыборазведению в таких водоемах.

## **Глава 9. Влияние экологических условий ландшафта на содержание и вынос тяжелых металлов растениями**

Степень подвижности тяжелых металлов в почве и их поступление в растения очень изменчивы и зависят от почвенных и климатических условий, вида и возраста растений, интенсивности антропогенного воздействия на окружающую среду. Поэтому содержание ТМ в растениях на незагрязненных почвах колеблется в широких пределах [55]. В условиях химических стрессов, вызванных избытком элементов, растения в ходе эволюции выработали механизмы, приводящие к устойчивости и нарушениям химического баланса в окружающей среде.

Главный путь поступления металлов в растения – это абсорбция корнями. Поэтому почвенная среда – основной источник элементов для растений, корневая система которых может поглощать тяжелые металлы активно (метаболически) и пассивно (неметаболически). В большинстве случаев скорость поглощения элементов положительно коррелирует с содержанием их доступных форм [82, 106].

Тяжелые металлы могут поступать в растения и некорневым путем из воздушных потоков. На практике широко применяется опрыскивание растений растворами микроэлементов: железа, меди, марганца, молибдена и других. Поступление элементов в растения через листья, или фолитарное поглощение, происходит путем неметаболического проникновения через кутикулу. Поглощенные листьями металлы могут переноситься в другие растительные

ткани, в частности в корнях, в которых могут находиться длительное время в форме запаса. При переносе катионов в растениях наиболее важную роль выполняют хелатообразующие лиганды.

По характеру зависимости концентрации металлов в растении от их содержания в окружающей среде различают растения эксклудеры, индикаторы, аккумуляторы и гипераккумуляторы [24]. Эксклудеры характеризуются низким поглощением ТМ при довольно высокой концентрации в окружающей среде. Они имеют разного рода барьеры, препятствующие поглощению ТМ, но когда концентрация ТМ в среде становится слишком высокой, эти механизмы перестают справляться, вероятно, вследствие токсического действия ТМ на барьерные функции.

Содержание металлов в тканях растений-индикаторов увеличивается прямо пропорционально повышению наружной концентрации ТМ. Например, фитоиндикаторами воздушного загрязнения являются мхи и лишайники, почвенного – одуванчик [24]. Корневая система последнего способна активно поглощать металлы из почвы, а листья – из загрязненной воздушной среды. Растения одуванчика из промышленных районов, по сравнению с фоновыми (условно чистыми), содержат на 30-50 % больше кадмия и никеля. Для индикации загрязнения окружающей среды успешно используются древесные растения: хвойные (сосна, ель) и лиственные (дуб). У древесных отбирают для анализа на содержание ТМ кору, листья, верхушки побегов. Особые фитоиндикаторы – сосудистые водные растения и водоросли, их используют для оценки состояния водной среды. В последнее время



для оценки биологических качеств почвы и ее загрязнения тяжелыми металлами начали применять микроорганизмы. Однако популяционные характеристики микроорганизмов и микробная активность подвержены большой изменчивости в ответ на разнообразные изменения внешней среды. Это существенно затрудняет интерпретацию результатов биомониторинга.

Растения-аккумуляторы характеризуются высоким накоплением ТМ при низкой концентрации в среде. Они способны изменять рН в непосредственной близости от корней путем выделения протонов. Протоны обмениваются на ионы металлов в почвенных коллоидах. Клетки таких растений способны осуществлять детоксикацию, что и позволяет растениям накапливать высокие концентрации ТМ. При высокой внешней концентрации поглощение ТМ снижается, вероятно, вследствие конкуренции ионов за сайты.

Гипераккумуляторы – растения, способные накапливать в тканях ТМ в концентрациях, существенно превышающих содержание в почве. В настоящее время известны виды-гипераккумуляторы Ni, Co, Mn и Cd. Многие из них принадлежат семейству крестоцветных.

Фундаментальные свойства растений экстрагировать, поглощать и накапливать, иммобилизовать, стабилизировать и трансформировать различные поллютанты лежат в основе фиторемедиации [24]. Известно, что на аккумуляцию тяжелых металлов растениями влияет комплекс факторов, важнейшими среди них являются видовые особенности растений,

географическое положение местообитаний, величина техногенной нагрузки, технология возделывания [2, 3, 4, 6, 18, 41, 44, 55, 62, 86].

Степень влияния металлов на систему почва-вода-растение зависит от буферной способности и сорбционных свойств почвы. Тяжелые по гранулометрическому составу почвы, содержащие много органического вещества и обладающие вследствие этого высокой сорбционной способностью, поглощают значительную часть ксенобиотиков, которые становятся недоступными, безвредными для растений, менее склонными к миграции в пределах ландшафта. В песчаных и супесчаных малогумусных почвах отрицательное влияние тяжелых металлов проявляется сильнее [2, 3, 41, 55].

Прогрессирующее ухудшение экологической обстановки в сельском хозяйстве требует изменение традиционных технологий возделывания сельскохозяйственных культур [1, 38, 101, 112, 116]. Для получения экологически безопасных продуктов питания и кормов из высокоценных растений необходимо проводить постоянные мониторинговые исследования, выявлять способность растений к накоплению вредных веществ и разрабатывать соответствующие технологии, снижающие накопление токсикантов до уровня экологически допустимых концентраций. При возделывании многолетних бобовых трав в почве, как показали исследования, накапливается в пахотном слое свыше 100 кг/га биологического азота, улучшается микробиологическая деятельность и, по мнению многих ученых, снижается подвижность

тяжелых металлов, загрязнение окружающей среды другими токсикантами [4, 44, 52, 55]. Многолетние бобовые травы, такие как люцерна, эспарцет, а из мятликовых кострец безостый накапливает значительное количество пожнивно-корневых остатков. При этом за счет накопления органического вещества в почве снижается доступность ТМ для растений [2, 86]. Рекомендуется также возделывание культур, устойчивых к загрязнению и не влияющих на здоровье людей или используемых на технические цели.

К настоящему времени установлены фоновые содержания ТМ в почвенном покрове и в растениях некоторых регионов РФ (Московская область, Воронежская область, Западная, Сибирь). На этом фоне зона Нижнего Поволжья характеризуется очень слабой изученностью содержания ТМ в почвах и растениях. Следует отметить, что в условиях высокой антропогенной нагрузки установление нормальных и токсичных уровней содержания ТМ в почве и растениях – весьма сложная задача. Понятие «фоновое содержание» довольно условно, поскольку его геохимические параметры достаточно динамичны. Согласно многочисленным литературным данным, фоновые концентрации для одних и тех же элементов в растениях и почвах могут сильно различаться [55, 64, 93, 96].

Несмотря на существующую изменчивость способности различных растений к накоплению металлов, биоаккумуляция элементов имеет определенную тенденцию. По степени накопления выделяется несколько групп элементов:

1. Cd, Cr, Rb – поглощаются легко;

2. Zn, Mo, Cu, Pb, Ag, As, Co – имеют среднюю степень поглощения;

3. Mn, Ni, Li, Cr, Be, Sb – слабо поглощаются.

Хотя конкретные системы «почва-растение» могут иметь заметные отклонения от этой тенденции [41, 55].

Исключив возможность дальнейшего загрязнения почвы, занимая поля техническими культурами, а также растениями, дающими чистую товарную продукцию, можно постепенно снизить содержание тяжелых металлов, чему способствует и процесс естественного самоочищения почвы.

Определение содержания в растениях тяжелых металлов является наиболее объективным приемом выявления пригодности земель с различной степенью техногенной нагрузки для сельскохозяйственного использования [23, 55, 73, 74]. Нами были выявлены особенности аккумуляции ТМ древесными породами, входящими в состав полезащитных лесополос и травянистыми растениями основных семейств, используемых в сельскохозяйственном производстве [36].

В черноземной степи Саратовской области основными породами лесных насаждений являются вяз, береза и дуб, имеющие лесохозяйственное и мелиоративное значение. Древесина обладает уникальной способностью сохранять следы экологических условий, имевших место в различные периоды жизнедеятельности растений. Анализ поперечных спилов показал спецификацию пород в отношении аккумуляции химических элементов из окружающей среды (рисунок 15).

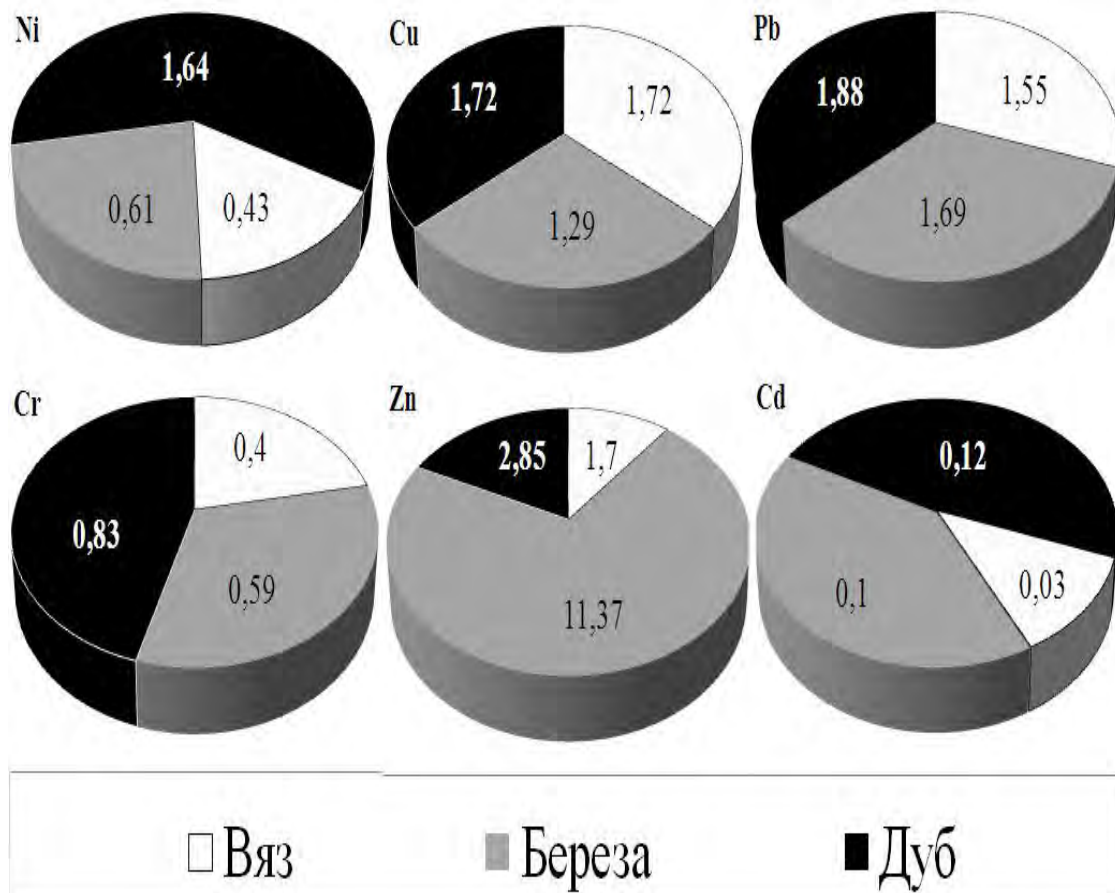
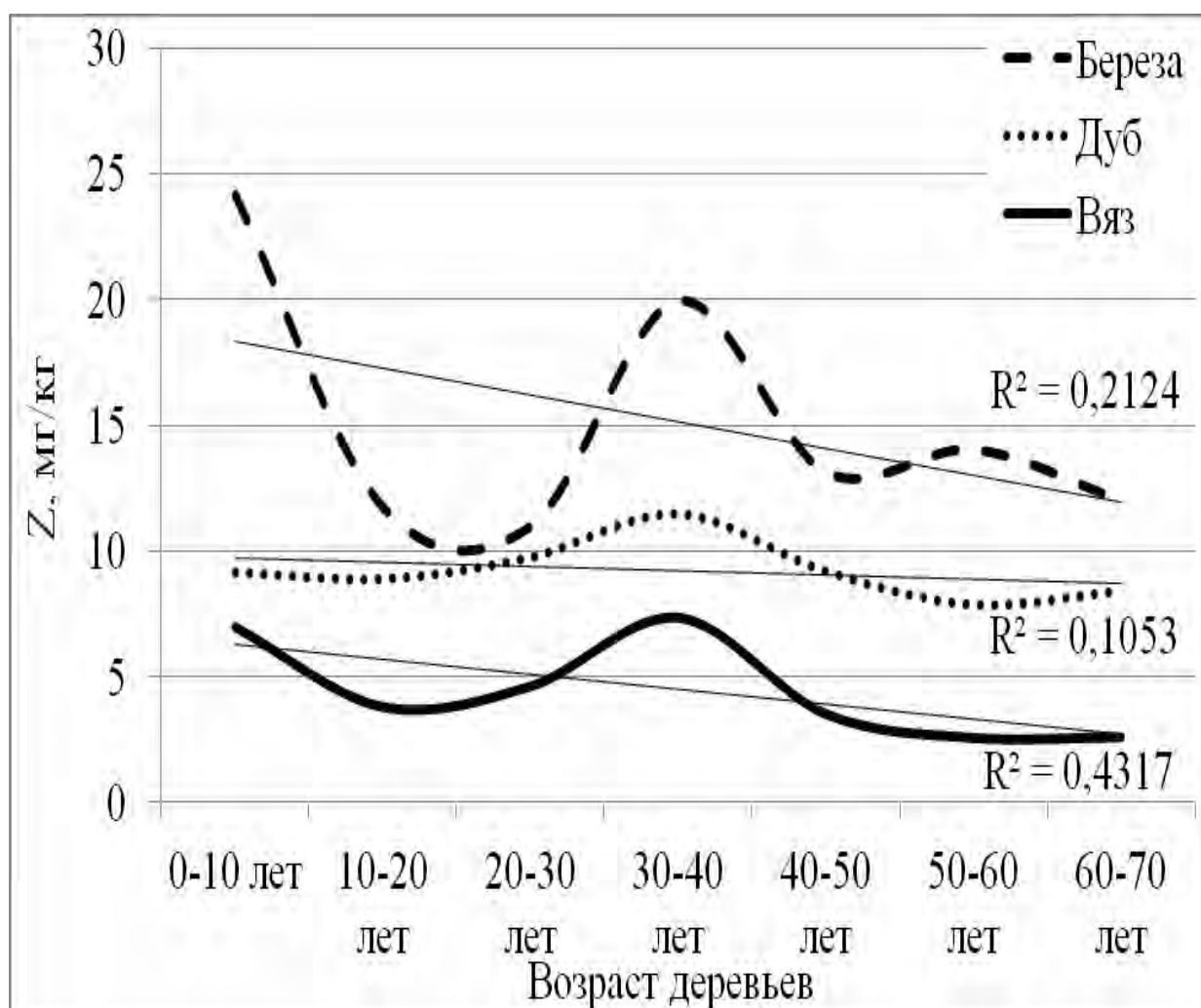


Рис. 15. Содержание подвижных форм металлов в спилах древесных пород, мг/кг

Потребность растений в тяжелых металлах может значительно различаться. Так, ткани березы способны аккумулировать цинк в 4 раза интенсивнее, чем дуб, и в 6,7 раза интенсивнее, чем вяз, в одинаковых экологических условиях. Ткани дуба накапливают никель в 2,7 и 3,8 раз больше, чем береза и вяз соответственно. Дубу также принадлежит приоритет в отношении аккумуляции хрома и кадмия. Вяз оказался наиболее толерантным к содержанию в почвах тяжелых металлов, особенно цинка и кадмия. В отношении аккумуляции свинца и меди породы значимо не различались между собой.

При сравнительном анализе спилов разных возрастов выяснилось, что древесина имеет тенденцию к снижению аддитивного (суммарного) содержания ТМ с возрастом [36]. Молодые растения интенсивнее накапливают металлы, что может быть связано как с увеличением техногенной нагрузки на агроэкосистемы, так и с естественным снижением потребности в микроэлементах при старении древесины (рисунок 16).



**Рис. 16. Возрастная дифференциация аддитивного содержания (Z) подвижных форм металлов в спилах древесных пород**

Наибольший суммарный вынос металлов характерен для березы за счет высокого содержания цинка (в молодых растениях 18,7мг/кг, в среднем по выборке – 11,37мг/кг). Наименьший вынос характерен для древесины 60-70-летнего возраста. Пиковое увеличение содержание металлов (в основном ионов цинка) в образцах 30-40-летнего возраста свидетельствует о наличие в этот период значительного техногенного прессинга на исследуемой территории. Та же тенденция характерна для вяза и в наименьшей степени для дуба в одинаковых экологических условиях

Таким образом, береза может использоваться в качестве биоиндикатора на загрязнение агроландшафтов тяжелыми металлами, в том числе как контрольный вариант для ретроспективного анализа. Использование в качестве биоиндикаторов древесины вяза и дуба менее информативно из-за их толерантности к антропогенному загрязнению.

Выявленные закономерности подтверждают рассчитанные корреляционные отношения содержания тяжелых металлов в тканях с возрастом деревьев (таблица 19).

Таблица 19

**Коэффициент корреляции содержания тяжелых металлов  
в древесине с возрастом деревьев (0-70 лет)**

Древесные породы	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr
1. Вяз	-0,91	-0,38	-0,61	-0,09	-0,83	-0,33
2. Береза	-0,90	-0,39	-0,69	-0,38	-0,18	-0,66
3. Дуб	-0,61	-0,50	-0,34	-0,69	0,34	-0,17

Содержание цинка в древесине анализируемых пород остается относительно постоянным на протяжении 60-70 лет, а меди

– устойчиво сокращается. Содержание же свинца, кадмия, и хрома в древесине исследуемых пород деревьев с возрастом сокращается дифференцированно. Так, устойчивая корреляция ( $r=-0,61\dots-0,91$ ) характерна в отношении меди для всех изученных пород, свинца – для вяза и березы ( $r=-0,61\dots-0,69$ ), кадмия – для дуба ( $-0,69$ ), хрома – для березы ( $r=-0,66$ ), никеля – для вяза ( $r=-0,83$ ). В отношении никеля дуб обнаруживает слабую ( $r=0,34$ ) положительную связь, что свидетельствует о его способности с возрастом накапливать этот элемент.

Таким образом, в условиях транзитного стока выявлена закономерность перераспределения тяжелых металлов по элементам рельефа: уменьшение их содержания в почвах ложбин и склона, и увеличение – в почвах лесных полос. Древесные породы дифференцировано накапливают тяжелые металлы.

Большую роль в борьбе с негативными последствиями загрязнения тяжелыми металлами играют агрономические средства защиты, главным образом, правильный подбор сельскохозяйственных культур. Высокой способностью к фитомелиорации обладают однолетние и многолетние травы [18, 29, 50, 55, 58, 86, 96, 112].

Согласно литературным данным, содержание цинка в биомассе трав второго года варьирует в зависимости от вида растений в интервале от 12,7 до 18,6 мг/кг, в биомассе четвертого года – от 16,3 до 21,4 мг/кг при ПДК для растений от 150 до 300 мг/кг сухого вещества. Установлена положительная корреляция с содержанием углеводов в тканях. Содержание свинца в биомассе



трав второго года варьирует в интервале от 0,26 до 0,30 мг/кг, с возрастом аккумулирующая способность также возрастает. Нормальное содержание свинца в надземных органах многолетних трав определено в интервале от 1,5 до 14 мг/кг сухого вещества, при ПДК – 10-20 мг/кг. Содержание меди в надземной фитомассе достигает 10,2-14,6 мг/кг, при ПДК 15-20 мг/кг. В отношении кадмия травы характеризуются очень малой металлоаккумулирующей способностью [18, 51, 52, 54, 57].

Существуют данные о высокой аккумулирующей способности сорго зернового в отношении мышьяка, и относительно низкой в отношении свинца, никеля и кадмия при высоких (15 ПДК) концентрациях в почве. В тех же условиях яровой рапс показал наибольший аккумулирующий эффект в отношении свинца, никеля и кадмия и минимальный – мышьяка [92].

Свойства почвы и состав почвенного раствора определяют динамическое равновесие между металлами в почвенном растворе и твердой фазе почвы. Поэтому между концентрацией ТМ в почвах и содержанием их в растениях прямая связь часто отсутствует [24].

В наших исследованиях установлена тесная связь между содержанием подвижных (растворимых в ААБ) форм тяжелых металлов в пахотном горизонте обрабатываемых почв, и в сельскохозяйственных растениях четырех основных групп (таблица 20).

Коэффициент корреляции между содержанием тяжелых металлов в растениях и почвой пахотного горизонта был очень

высоким и находился в пределах 0,96-0,98. Корреляция распространяется на все группы растений.

Таблица 20

**Связь между содержанием ТМ в почве и растениях, мг/кг  
(чернозем обыкновенный Окско-Донская равнина)**

Тяжелые металлы	Содержание растворимых тяжелых металлов в $A_{\text{пах}}$	Сельскохозяйственные культуры				
		Зерно-вые	Бобовые	Подсолнечник	Многолетние травы	В среднем
Cu	11,4	2,37	5,22	11,0	4,80	5,85
Zn	38	18,9	31,2	35,0	34,8	29,97
Pb	7,14	0,57	1,76	0,86	2,75	1,48
Cd	0,21	0	0,03	0,136	0,081	0,062
Ni	8,5	0,25	3,14	2,07	0,55	1,50
Cr	4,1	0,05	0,22	0,07	0,51	0,21
F	2,2	1,8	2,4	1,8	2,2	2,05
Коэфф. корреляции		0,96	0,98	0,98	0,96	0,97

Вегетирующие растения принимают активное участие в формировании гумуса почвы и тем самым в значительной мере косвенно влияют на аккумуляцию ТМ в корнеобитаемом слое. Один из основных процессов, влияющих на судьбу токсикантов в почве, – закрепление органическим веществом. Закрепление осуществляется в результате образования тяжелыми металлами солей с органическими кислотами, адсорбции катионов на поверхности органических и органоминеральных коллоидных систем. Миграционные возможности тяжелых металлов и их поглощение растениями при этом в основном понижаются [56, 84, 91].

В условиях отсутствия заметного влияния техногенеза на почвенный покров основными факторами, определяющими уровень

содержания ТМ в растениях, являются количество гумуса и активность эрозионных процессов. На почвах с более высоким содержанием гумуса и относительно низкой активностью процессов водной эрозии (Окско-Донская равнина) отмечается наибольшая средневзвешенная концентрация в растениях по всем определяемым ТМ (таблица 21).

Таблица 21

**Влияние ландшафтных условий на содержание ТМ в сельскохозяйственных культурах (в среднем по основным культурам)**

Тяжелые металлы	Ландшафты					
	Окско-Донская равнина, степень эродированности почвы 40%		Приволжская возвышенность			
			Чернозем обыкновенный, степень эродированности почвы 60%		Чернозем южный, степень эродированности почвы, 75%	
	Гумус, %	ТМ, мг/кг	Гумус, %	ТМ, мг/кг	Гумус, %	ТМ, мг/кг
Cu	6,20	5,85	5,80	5,60	3,47	3,68
Zn		29,97		26,32		20,04
Pb		1,48		0,035		1,29
Cd		0,062		0,023		0,11
Ni		1,50		1,37		1,07
Cr		0,21		0,072		0,50
В среднем				6,5		

При движении с запада на восток, сопряженном с падением содержания в почве гумуса, отмечается изменение депо тяжелых металлов в растениях. Наряду с географической изменчивостью процесс формирования гумуса находится под влиянием интенсификации водной эрозии. Так, в растениях на обыкновенных черноземах Приволжской возвышенности, по сравнению с тем же

подтипом чернозема Окско-Донской равнины, средневзвешенное содержание ТМ снизилось на 13,6%, а по сравнению с южными черноземами Приволжской возвышенности – на 37,5%.

Проведенный анализ зерновой продукции яровой пшеницы, полученной на различных по степени смытости почвенных разностях, показал, что растения поглощают питательные элементы для своего развития, в том числе и тяжелые металлы, в соответствии с их содержанием в почве (таблица 22).

Таблица 22

**Влияние степени смытости почвы на содержание тяжелых металлов в зерне яровой пшеницы, мг/кг (Аткарский район)**

Степень смытости чернозема обыкновенного	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	Суммарное содержание
Несмытый	3,47	30,7	0,059	0,011	0,21	0,013	34,5
Среднесмытый	2,52	19,2	0,036	0,015	0,24	0,024	22,0
Сильносмытый	2,48	15,2	0,029	0,012	0,20	0,006	17,9
НСР <sub>0,95</sub> , мг/кг	0,15	1,5	0,01	0,003	0,02	0,001	

В процессе развития водной эрозии происходит поверхностный смыв наиболее обогащенных питательными элементами, в том числе и ксенобиотиками, почвенных слоев.

Максимальное суммарное содержание тяжелых металлов в зерновой продукции яровой пшеницы отмечалось на несмытых почвах. По мере повышения уровня эродированности почвы содержание ТМ в растениях падало. Так, на среднесмытых почвах суммарный уровень содержания 6 микроэлементов в зерне яровой

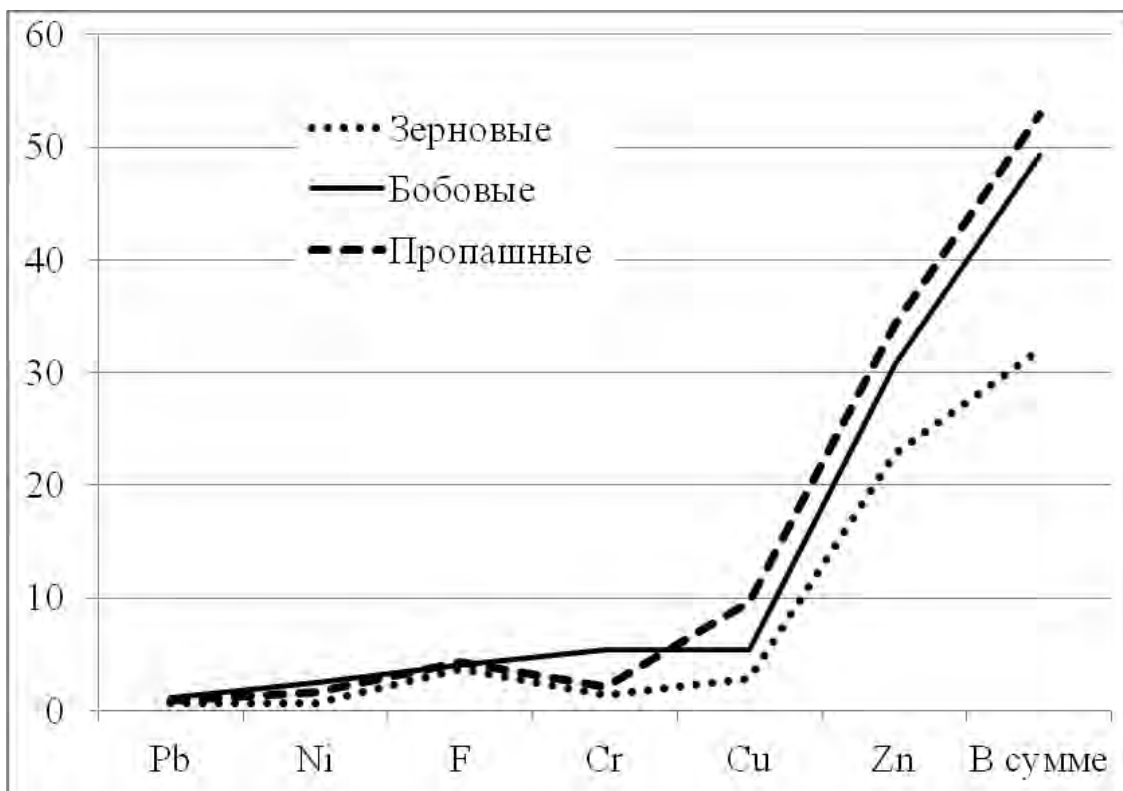
пшеницы снизился на 36,2%, а на сильно эродированных – на 48,1%.

Яровая пшеница обладает избирательной способностью при поглощении тяжелых металлов. В условиях высокой деградированности почвы отмечаются определенные различия в закономерностях поглощения растениями отдельных элементов. Степень смывости почвы оказала слабое влияние на интенсивность поглощения яровой пшеницей кадмия, никеля и хрома и высокое – меди, цинка и свинца.

В сельском хозяйстве возделываются культуры, относящиеся к различным биологическим группам. На полях наиболее широко представлены группы зерновых, бобовых и пропашных, которые между собой имеют существенные генетические и технологические различия. Сравнительный анализ различных групп сельскохозяйственных культур показал, что направленность количественного изменения в них ТМ определяется биологическими особенностями растений, а также экологическими условиями ландшафтов (рисунок 17).

Анализ целого растения (зерно+солома) показал, что максимальная концентрация меди, цинка, кадмия и фтора отмечается в растениях пропашной группы (подсолнечник, кукуруза). Бобовые культуры активнее ассимилируют свинец, никель и хром. Зерновые культуры (озимая рожь, озимая и яровая пшеница, ячмень, овес) обладают наименьшей металлоаккумулирующей способностью. Средневзвешенное

содержание ТМ в растениях пропашной группы было на 39,5% выше, чем в зерновых, и на 6,9% выше, чем в бобовых культурах.



**Рис. 17. Содержание тяжелых металлов в растениях различных групп сельскохозяйственных культур, мг/кг**

Максимальная концентрация тяжелых металлов отмечалась в растениях, полученных на черноземах южных Приволжской возвышенности. По сравнению с концентрацией ТМ в растениях, полученных на черноземах обыкновенных, она была выше на 28,8%, а с черноземами обыкновенными Окско-Донской равнины – выше на 43,1% (таблица 23).

Более высокая концентрация ТМ, которая формируется растениями на черноземах южных Приволжской возвышенности, связана, с близостью источников техногенного выброса в атмосферу (г. Саратов), а также наличием большого количества

геохимических разломов и барьеров. Вероятно, часть ксенобиотиков поступает в растения непосредственно из атмосферы, минуя почву.

Таблица 23

**Содержание ТМ в зерновых культурах (озимая рожь, озимая пшеница, яровая пшеница, ячмень, овес) в зависимости от ландшафтных условий, мг/кг**

Ландшафтные единицы	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	В среднем
Чернозем обыкновенный (Донская равнина)	2,37	18,9	0,57	0,01	0,25	0,05	3,69
Чернозем обыкновенный (Приволж. возвышенность)	2,97	22,7	0,04	0,02	0,60	0,08	4,40
Чернозем южный (Приволж. возвышенность)	3,08	26,6	1,39	0,19	1,09	0,43	5,46
В среднем	2,81	22,7	0,67	0,07	0,64	1,35	4,71

Поскольку поглощение растениями ТМ сильно зависит от биологических и генетических особенностей, для каждой культуры получен коэффициент биологического поглощения (КБП). Практическое значение этого коэффициента заключается в выявлении роли тяжелого металла в качестве микроэлемента для формирования урожая данной культуры. Определение коэффициента биологического поглощения растениями микроэлементов (
$$\text{КБП} = \frac{\text{ТМ} \cdot \text{в} \cdot \text{растениях}}{\text{ААВ} \cdot \text{пах} \cdot \text{гор}}$$
) показало, что в различных экологических условиях зерновые культуры по-разному реагируют на содержания в почве подвижных форм ТМ и фтора (таблица 24).

Таблица. 24

**Влияние экологических условий черноземной зоны на показатели КБП ТМ и фтора зерновыми культурами**

Ландшафтные единицы	КБП							В среднем
	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	F	
Чернозем обыкновенный (Донская равнина)	0,22	0,67	0,36	0	0,03	0,05	1,33	0,38
Чернозем обыкновенный (Приволж. возвышенность)	1,05	5,15	0,01	0,16	0,05	0,26	0,08	0,96
Чернозем южный (Приволж. возвышенность)	7,51	0,53	0,6	1,18	0	0,5	2,65	1,85
В среднем	2,93	2,12	0,32	0,45	0,03	0,27	1,35	1,06

Наиболее узкое соотношение между содержанием ТМ в растениях и пахотном горизонте отмечается на обыкновенных черноземах Окско-Донской равнины. Полученный в результате расчета КБП в этой ландшафтной зоне был в 4,9 раз уже, чем на южных черноземах Приволжской возвышенности. Коэффициент биологического поглощения (КБП) на обыкновенных черноземах занимает промежуточное положение. Он был в 2,8 раза шире, чем на обыкновенных черноземах Окско-Донской равнины, и на 41,6% уже, чем на южных черноземах Приволжской возвышенности.

Выявленная закономерность формирования запасов тяжелых металлов сельскохозяйственной продукцией указывает на то, что экологические условия Окско-Донской равнины способствуют наиболее высокому уровню поглощения растениями тяжелых металлов из почв. На Приволжской возвышенности, несмотря на



определенное влияние техногенеза, уровень поглощения растениями тяжелых металлов из почвы был соответственно на обыкновенных черноземах в 1,5 раза, а на южных черноземах в 4,9 раза ниже, чем на почвах Окско-Донской равнины.

Проведенный анализ КБП отдельных элементов показал, что наиболее широкие отношения по меди, свинцу, кадмию, хрому, фтору отмечаются на черноземах южных, а по цинку и никелю – на обыкновенных черноземах Приволжской возвышенности. Основная причина – более высокая дифференциация содержания гумуса как результат повышенной по сравнению с другими ландшафтами интенсивности эрозионных процессов.

Группа бобовых культур отличается более высокой интенсивностью поглощения ТМ, чем группа зерновых культур (таблица 25).

Таблица 25

**Содержание ТМ и фтора в бобовых травах (люцерна, вика, чечевица, горох), мг/кг**

Ландшафтные единицы	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	F
Окско-Донская равнина, чернозем обыкновенный	5,22	31,2	1,76	0,03	3,14	0,22	2,4
Приволжская возвышенность, чернозем обыкновенный	6,30	30,5	0,07	0,01	2,8	15,7	0,05
Приволжская возвышенность, чернозем южный	4,63	30,8	1,59	0,24	1,59	0,35	9,75
В среднем по ландшафтам	5,38	30,7	1,14	0,093	2,51	5,42	4,07

Бобовые культуры, независимо от разнообразия экологических условий ландшафтов, накапливают ТМ в большем количестве, чем

зерновые. В среднем концентрация ТМ в бобовых растениях была в 1,54 раза выше, чем у зерновых. Причем повышение содержания разных элементов у бобовых культур, по сравнению с зерновыми, были неодинаковым. Так, содержание в бобовых культурах меди, свинца, никеля, хрома превышало концентрацию ТМ в зерновых – соответственно в 1,9-1,73-3,9-4,0, а цинка, кадмия и фтора – соответственно в 1,3-1,1 раза.

Биологические особенности бобовых культур в отношении поглощения ТМ из почвы подтверждаются уровнем КБП. В среднем по ландшафтам черноземной зоны КБП был на 41,5% шире, чем у зерновых культур. Показатель КБП у бобовых культур хорошо иллюстрирует различия в экологических условиях анализируемых ландшафтных единиц (таблица 26).

Таблица 26

**Влияние ландшафтных экологических условий черноземной зоны на показатели коэффициента биологического поглощения (КБП) ТМ и фтора бобовыми культурами**

Ландшафтные единицы	КБП							В среднем
	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	F	
Окско-Донская равнина, чернозем обыкновенный	0,5	1,11	0,24	0,13	0,37	0,22	1,77	0,62
Приволжская возвышенность, чернозем обыкновенный	2,16	6,90	0,13	0,08	0,61	0,07	0,07	1,43
Приволжская возвышенность, чернозем южный	11,3	0,6	0,69	1,5	0	0,41	2,77	2,46
В среднем	4,65	2,87	0,35	0,57	0,33	0,23	1,42	1,50

Наиболее узкий показатель КБП у бобовых культур, также как и у зерновых, отмечался на почвах Окско-Донской равнины. В пределах Приволжской возвышенности этот показатель становится шире. На черноземах обыкновенных он увеличивается в 3,5 раза, а на черноземах южных, которые размещаются на резко выраженном рельефе, значение КБП увеличивается в 5,7 раза. Выявленная закономерность изменения относительного загрязнения растительной продукции в зависимости от места их возделывания сохраняется и при сопряженном анализе бобовых и зерновых культур.

Коэффициент биологического поглощения (КБП) у бобовых культур был выше, чем у зерновых. В среднем по трем блокам локального мониторинга его уровень на 30,2% превышал соответствующий уровень КБП зерновых культур, что указывает на более высокую интенсивность поглощения тяжелых металлов бобовыми культурами из почвы.

Группа пропашных культур, по сравнению с зерновыми и бобовыми, отличается наиболее интенсивным поглощением тяжелых металлов из почвы (таблица 27).

Эта особенность культур может быть использована при фиторекультивации загрязненных тяжелыми металлами черноземных почв.

Таблица 27

**Содержание ТМ и фтора в пропашных культурах, (кукуруза, подсолнечник), мг/кг**

Ландшафтные единицы	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	F	В среднем
Окско-Донская равнина, чернозем обыкновенный	11,0	35,0	0,86	0,14	2,07	0,07	1,8	7,28
Приволжская возвышенность, чернозем обыкновенный	8,0	32,6	0,01	0,00	1,0	5,56	0,19	6,76
Приволжская возвышенность, чернозем южный	10,0	35,0	1,94	0,34	1,64	0,48	11,0	8,63
В среднем по ландшафтам	9,67	34,2	0,94	0,16	1,57	2,04	4,33	7,56

На уровень поглощения ТМ так же, как в случае зерновых и бобовых, определенное влияние оказывают ландшафтные экологические условия. Свинец, кадмий, фтор и, отчасти, цинк сильнее поглощаются подсолнечником и кукурузой на южных черноземах Приволжской возвышенности. Это может быть связано с большей антропогенной нагрузкой, меньшим содержанием гумуса в почвах. Окско-Донская равнина имеет приоритет по содержанию меди, никеля, хрома и, отчасти, цинка, а содержание хрома – минимально. По содержанию свинца и фтора растения с этой ландшафтной единицы имеют средние показатели. По отдельным элементам продукция пропашных культур, по сравнению с зерновыми и бобовыми, в больших количествах ассимилирует медь,

цинк, кадмий и фтор, а свинец, никель и хром сильнее ассимилирует продукция бобовых культур.

По значениям КБП тяжелых металлов пропашные культуры превосходят зерновые и бобовые (таблица 28).

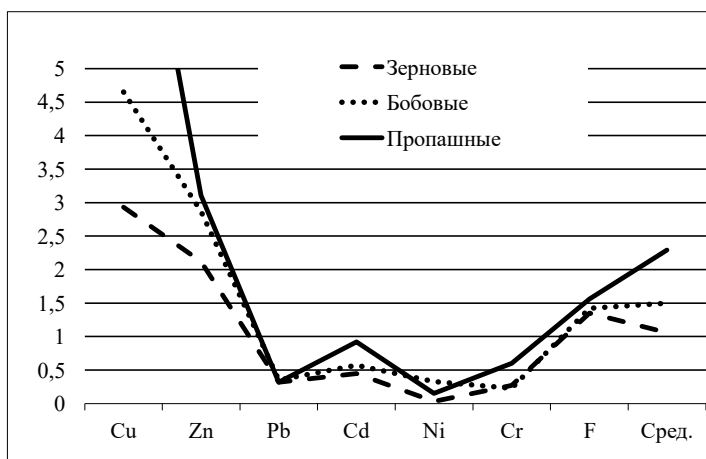
Таблица 28

**Влияние экологических условий черноземной зоны на показатели КБП пропашными культурами**

Ландшафтные единицы	КБП							
	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	F	В среднем
Окско-Донская равнина, чернозем обыкновенный	1,06	1,25	0,12	0,65	0,24	0,97	1,33	0,80
Приволжская возвышенность, чернозем обыкновенный	2,75	7,39	0,002	0,01	0,22	0,26	0,26	1,53
Приволжская возвышенность, чернозем южный	24,4	0,7	0,84	2,12	0	0,56	3,1	4,53
В среднем	9,40	3,11	0,32	0,92	0,15	0,60	1,56	2,29

По отдельным элементам наиболее широкие коэффициенты биологического поглощения (КБП) отмечались у меди (9,4), цинка (3,11), а узкие – у никеля (0,15) и свинца (0,32). Очевидно, что роль цинка и меди в качестве микроэлементов для пропашных культур велика. Коэффициент биологического поглощения в среднем по черноземной зоне у анализируемых культур был в 2,1 раза шире, чем у зерновых, и в 1,56 раза шире, чем у бобовых (рисунок 18).

Выявленная закономерность различия в коэффициентах биологического поглощения тяжелых металлов справедлива для всех анализируемых ландшафтных единиц.



**Рисунок 18. Усредненный по ландшафтным единицам показатель КБП ТМ и фтора для основных групп сельскохозяйственных культур**

Проведенные наблюдения за процессом накопления тяжелых металлов в сене многолетних трав в течение их наибольшей продуктивности (2 и 3 год жизни) показали, что по мере увеличения продолжительности жизни уровень загрязнения продукции увеличивается. Так, если на втором году жизни уровень аддитивного загрязнения сена на контрольном варианте составил 17,3 единиц, то на третьем он увеличился на 21,1%. Более высокое накопление культурами отмечалось по цинку, меди, фтору и хрому [34-36].

Данные об отношении сельскохозяйственных культур к содержанию в почве тяжелых металлов крайне противоречивы, что

может свидетельствовать о влиянии неучтенных факторов, от агроклиматических до биологических, и характера экотипов сортов. Например, засухоустойчивые сорта имеют повышенную сосущую силу корней, влажность устойчивого завядания и другие характеристики, тесно связанные с использованием микроэлементов в метаболизме растений [93]. Для выявления видовых особенностей поглощения стронция растительными организмами нами были проанализированы данные о содержании элемента в основных сельскохозяйственных культурах, полученных в одинаковых экологических условиях на черноземах обыкновенных слабосмытых Окско-Донской равнины (таблица 29).

Таблица 29

**Содержание валового стронция в зерне основных сельскохозяйственных культур и пахотном слое почвы [71]**

Культура, сорт	Sr, мг/кг
Ячмень «Донецкий 8»	3,90
Просо «Саратовское 3»	2,44
Яровая пшеница твердая (дурум) «Светлана»	3,46
Озимая рожь «Саратовская 5»	3,22
Озимая пшеница мягкая «Саратовская 90»	4,60
Чечевица «Петровская 4/105»	3,94
Подсолнечник «Скороспелый 1»	5,56
Гречиха «Богатырь»	3,18
Яровая пшеница твердая (дурум) «Безенчукская 139»	3,48
Овес «Льговский 1026»	3,84
Вика «Льговская 60»	6,36
Яровая пшеница мягкая белозерная «Саратовская 46»	3,28
Эспарцет «Аркадакский»	36,7
Пахотный слой почвы (валовые / подвижные формы)	41,3 / 37,9

Содержание валового стронция в зерне (семенах) основных сельскохозяйственных культур значительно уступает его содержанию в почве. Отмечена незначительная дифференциация данного показателя между зерновыми злаками (2,44-4,60 мг/кг) и относительное повышение содержания в подсолнечнике (5,56 мг/кг), вике (6,36 мг/кг) и эспарцете (36,7 мг/кг).

Для выявления закономерностей потребления тяжелых металлов в зависимости от экотипа сортов необходимы исследования. Однако выявлено, что экологические условия ландшафтов и биологические особенности сельскохозяйственных культур оказывают определяющее влияние на интенсивность поглощения изучаемых элементов.

Основные производственно-биологические группы сельскохозяйственных культур дифференцированно накапливают в фитомассе тяжелые металлы и фтор. Максимальная концентрация ТМ и фтора отмечается в растениях пропашной группы (подсолнечник, кукуруза). Средневзвешенное содержание ТМ в растениях пропашной группы было на 39,5% выше, чем в зерновых и на 6,9% выше, чем в бобовых. Это соотношение подтверждается соотношением уровня КБП и справедливо для всех изучаемых ландшафтных единиц.

Коэффициент биологического поглощения (КБП) растениями ТМ и фтора на черноземах обыкновенных Окско-Донской равнины в среднем составлял 0,6, на черноземах обыкновенных Приволжской возвышенности – 1,31, на черноземах южных Приволжской возвышенности – 2,94.



Наиболее толерантными культурами к уровню почвенного загрязнения оказались пропашные культуры. Колебания уровня загрязнения растительной продукции по ландшафтам Правобережья Саратовской области, в сравнении со средневзвешенной концентрацией по черноземной зоне, составил: у зерновых от 6,4 до 31,6%, у бобовых от -0,7 до +12,4, а у пропашных от -3,7 до +14,2%.

Выявленные особенности поглощения тяжелых металлов сельскохозяйственными растениями имеют большое значение при составлении севооборота на загрязненной территории. В частности, при высоком уровне загрязнения тяжелыми металлами имеет смысл рассмотреть пропашные культуры в качестве фитомелиоранта. Например, в случае высокого загрязнения почв побочная продукция масличных сортов (гибридов) подсолнечника – стебли, листья и жмых – должна утилизироваться, а основная продукция – масло может использоваться без ограничений, т.к. содержит мало металлов. Использование для фиторемедиации таких культур как эспарцет требует дальнейшего всестороннего изучения.

## **Глава 10. Влияние удобрений на накопление и вынос тяжелых металлов сельскохозяйственными культурами**

Качество сельскохозяйственной продукции, особенно в условиях техногенной и антропогенной активности, следует оценивать не только по общепринятым показателям (содержанию белков, углеводов, жиров), но и по содержанию в них различных ингредиентов, зачастую токсичных для человека и сельскохозяйственных животных [1, 2, 3, 55, 57, 109, 112, 114].

Важную роль в формировании депо питательных элементов, в том числе и тяжелых металлов, играют удобрения. Поэтому длительное и в больших дозах применение удобрений сопряжено с риском увеличить содержание тяжелых металлов как в почве, так и растениях [18, 47, 49, 119].

Г.И. Юскаева (2004), С.Н.Никитин (2014, 2015, 2016) считают возможным регулировать количество поступающих в растения ТМ путем внесения удобрений и мелиорантов [119, 47, 78].

Минеральные удобрения, особенно полученные из горных пород (суперфосфаты, калийные соли), а так же органические удобрения содержат в своем составе примеси тяжелых металлов (таблицы 30, 31). Среди тяжелых металлов значительное место в фосфатном сырье и производимых минеральных удобрениях занимает стронций: ковдорский апатит – 2550 мг/кг, аммофос – 199 мг/кг, сульфатаммофос – 102 мг/кг, фосфогипс – от 2713-6500 мг/кг [90].

Удобрения, как минеральные, так и органические, за счет активизации процессов метаболизма, способствуют нарастанию

органической части растений. На удобренных вариантах растения вместе с макроэлементами усиленно поглощают микроэлементы, в том числе и тяжелые металлы. Наиболее высокая концентрация ТМ отмечается в зерновой части растений. В среднем по всем удобренным вариантам, по сравнению с неудобренным контролем, концентрация ТМ в зерне увеличилась на 23%, а в солоистой части она снизилась на 8,4%

Таблица 30

**Справочные данные о содержании тяжелых металлов в удобрениях по классам [94]**

ТМ	Удобрения				
	Азотные	Фосфорные	Калийные	Навоз	Компост
Cu	1 – 15	10 – 17	186	28,8	до 1000
Pb	2 – 27	3 – 5	196	14,4	до 750
Co	-	-	-	10,8	До 1000
Ni	-	6,5	-	36,0	-
Zn	1 – 42	23	182	86,4	250
Cd	0,3– 1,3	2,6	0,6	-	до 20
Hg	0,3 – 2,9	4,6	0,7	-	-
Mn	-	60 – 250	-	-	до 3000

Таблица 31

**Среднее содержание ТМ в удобрениях, мг/кг [45]**

ТМ	Удобрения		
	Двойной гранулирован. суперфосфат	Аммиачная селитра	Хлористый калий
Pb	3,45	1,12	1,32
Co	0,16	0,15	0,19
Cu	1,87	0,47	2,4
Zn	1,42	1,35	2,5

В среднем по удобренным вариантам относительно контроля в зерне озимой пшеницы концентрация меди увеличилась на 24,2%, цинка – на 26,4%, свинца – на 6%, кадмия – в 2,7 раза, никеля – в 1,6 раз, хрома – в 2,3 раза и фтора – на 19%.

Действие на процесс аккумуляции различных типов и доз удобрений было неоднозначным (таблица 32).

Таблица 32

**Влияние удобрений на содержание ТМ в озимой пшенице, мг/кг  
(поля НИИСХ Юго-Востока, 1990 г)**

Удобрения	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	F	В среднем
Контроль (без удобрений)	<u>3,60</u>	<u>12,0</u>	<u>0,075</u>	<u>0,003</u>	<u>0,20</u>	<u>0,007</u>	<u>3,0</u>	<u>2,78</u>
	1,80	1,80	0,30	0,03	1,20	4,80	1,68	1,66
Навоз 60 т	<u>3,78</u>	<u>15,1</u>	<u>0,210</u>	<u>0,007</u>	<u>0,34</u>	<u>0,068</u>	<u>3,0</u>	<u>3,21</u>
	2,05	<u>2,8</u>	0,45	0,058	1,30	5,32	2,37	2,05
N30P60K40	<u>3,93</u>	<u>15,7</u>	<u>0,070</u>	<u>0,015</u>	<u>0,33</u>	<u>0,40</u>	<u>4,5</u>	<u>3,56</u>
	2,13	2,5	0,437	0,027	0,57	1,70	1,71	1,30
N60P120K80	<u>3,90</u>	<u>14,7</u>	<u>0,088</u>	<u>0,001</u>	<u>0,28</u>	<u>0,019</u>	<u>3,2</u>	<u>3,17</u>
	2,13	1,54	0,38	0,009	0,63	1,933	0,50	1,02
В сред. по удобренным	<u>3,87</u>	<u>15,17</u>	<u>0,12</u>	<u>0,008</u>	<u>0,32</u>	<u>0,16</u>	<u>3,57</u>	<u>3,32</u>
	2,10	2,27	0,42	0,031	0,83	2,99	1,53	1,45
Содержание ТМ в А <sub>пах</sub>	3,98	1,28	4,23	0,18	8,4	0,6	1,27	2,85

\*Примечание: числитель – зерно, знаменатель – солома

В среднем по всему растению (зерно + солома) максимальный рост содержания изучаемых микроэлементов на единицу продукции отмечался на фоне органического удобрения (18,5%). Минеральные удобрения в меньшей степени способствовали аккумуляции ТМ в растении. На органическом фоне (60 т/га) к фазе полной спелости зерна не полностью прошла реутилизация ТМ из соломистой части растений в зерновую. Доказательством приведенного положения

служит повышенное (23,5%), по сравнению с контрольным вариантом, среднее содержание ТМ в соломистой части растения.

В зерновой части растения наибольший рост ТМ (31,8%) отмечался на варианте с дозой удобрения N30P60K40. Внесение за ротацию севооборота 60 т/га навоза и увеличение доз минеральных удобрений до P120K80N60, по сравнению с дозой N30P60K40, не способствовали росту содержания в зерне озимой пшеницы тяжелых металлов. Исключением является возрастающее количество соединений свинца в зерне. Что касается изученных тяжелых металлов (Cu, Zn, Pb, Cd, Ni, Cr) и F, то их концентрация в зерне пшеницы как на удобренных, так и неудобренных вариантах была существенно ниже, чем действующие нормативы ПДК.

Соломистая часть растительной массы озимой пшеницы, по сравнению с зерновой частью, накапливала в меньших количествах цинк, медь и фтор. Свинец, кадмий, никель и хром активнее накапливает побочная продукция. На варианте без применения удобрений в среднем по всем анализируемым ингредиентам средневзвешенная концентрация ТМ и фтора в соломе была в 1,63 раза ниже, чем в зерне.

На удобренных вариантах закономерность накопления отдельных элементов в зерновой и соломистой частях озимой пшеницы имеются существенные различия. В соломистой части растений на удобренных вариантах, по сравнению с контролем, отмечается повышение содержания меди на 16,7%, цинка на 12,6%, свинца на 41,4%, кадмия на 14,8%. По остальным элементам

концентрация в зерне, по сравнению с неудобренным контролем, падает: никеля – на 30,1%, хрома – на 37,7%, фтора – на 8,9%.

В целом растении на удобренных вариантах, по сравнению с контролем, отмечается увеличение меди на 10,4%, цинка на 24,8%, свинца на 26,3%, фтора на 6,0%. По остальным показателям удобрения снизили концентрацию ТМ в расчете на целое растение: кадмия на 1,5%, никеля на 35,7%, хрома на 57,1%.

Таким образом, внесение удобрений приводит к значительному увеличению концентрации ТМ и фтора в зерновой продукции.

Анализ коэффициента биологического поглощения (КБП) тяжелых металлов озимой пшеницей подтверждает полученный вывод о более интенсивном поглощении растениями ТМ на удобренных вариантах (таблица 33).

Таблица 33

**Коэффициент биологического поглощения ТМ озимой пшеницы (среднее: зерно+солома)**

Варианты опытов	КБП							
	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	F	В среднем
Без удобрений	1,36	1,28	0,09	0,17	0,17	8,1	3,7	2,12
Навоз 60 т	1,46	1,74	0,16	0,38	0,19	9,0	4,2	2,45
N <sub>30</sub> P <sub>60</sub> K <sub>40</sub>	1,5	1,8	0,12	0,23	0,11	3,5	4,9	1,74
N <sub>60</sub> P <sub>120</sub> K <sub>80</sub>	1,5	1,6	0,11	0,05	0,11	3,2	2,9	1,35
В сред. по удобренным	1,49	1,71	0,13	0,22	0,14	5,2	4,0	1,84

Установлено, что в среднем отношения между ингредиентами в растительной продукции и почве (КБП) как на удобренных, так и на неудобренных вариантах расширялись в следующей последовательности: Cr<F<Cu<Zn<Ni<Cd<Pb. Более энергично отношения расширялись на удобренных вариантах. В связи с тем, что на фоне органических удобрений растения накапливают тяжелые металлы интенсивнее, чем на других вариантах, КБП на этом варианте был соответственно на 59,1% шире, чем на удобренных минеральными удобрениями вариантах, и на 15,6%, чем на неудобренном контроле.

Удобрения способствовали росту содержания тяжелых металлов в сене многолетних трав [34, 35]. В среднем по органическим и минеральным удобрениям аддитивное загрязнение сена многолетних трав на второй год жизни увеличилось на 11,4%, на третий год жизни – на 21,8%. На втором году жизни более высокий уровень загрязнения сена отмечался на фоне минеральных удобрений, на третьем году – с внесением навоза. Выявленная дифференциация, по-видимому, связана с более консервативным закреплением элементов питания, в том числе и тяжелых металлов в органическом веществе навоза (таблица 34).

В среднем за два года наблюдений уровень загрязнения сена на вариантах с удобрениями был на 9,4% выше, чем на варианте без применения удобрений. Более энергично тяжелые металлы поглощались на варианте с минеральными удобрениями. Уровень аддитивного загрязнения сена на этом варианте был на 7,6% выше, чем сена на варианте с органическими удобрениями. На

удобренных вариантах средневзвешенный КБП по всем анализируемым ТМ и фтору за два года жизни был на 18,7% шире, чем на вариантах без удобрений.

Таблица 34

**Содержание подвижных форм ТМ и фтора в почве и в сене многолетних трав, мг/кг**

Варианты опытов		Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	F	Z*
1 укос 2 года жизни	Контроль	4,28	11,4	0,55	0,01	1,01	0,03	3,1	17,3
	Навоз 60Т	3,73	11,1	0,40	0,02	0,90	0,06	3,4	16,2
	N <sub>60</sub> P <sub>60</sub> K <sub>40</sub>	5,15	15,5	0,72	0,03	0,85	0,08	3,8	22,3
	Ср. по уд	4,44	13,3	0,56	0,03	0,87	0,07	3,6	19,3
1 укос 3 года жизни	Контроль	4,30	15,1	0,47	0,01	0,95	0,10	3,8	20,9
	Навоз 60Т	3,93	13,2	0,57	0,01	0,78	0,05	4,1	22,6
	N <sub>60</sub> P <sub>60</sub> K <sub>40</sub>	4,22	13,8	0,35	0,03	1,00	0,08	3,9	19,5
	Ср. по уд	4,07	13,5	0,46	0,02	0,89	0,06	4,1	21,1
Средн ее за 2 года	Контроль	4,29	13,2	0,51	0,01	0,98	0,07	3,4	19,1
	Навоз 60Т	3,83	12,1	0,49	0,01	0,84	0,06	4,1	19,4
	N <sub>60</sub> P <sub>60</sub> K <sub>40</sub>	4,68	14,6	0,54	0,03	0,92	0,08	3,8	20,9
	Ср. по уд	4,26	13,4	0,51	0,02	0,88	0,07	3,95	20,2
А пах		3,98	1,28	4,23	0,18	8,40	0,60	1,27	19,9

\* -Примечание – Z- аддитивное содержание элементов

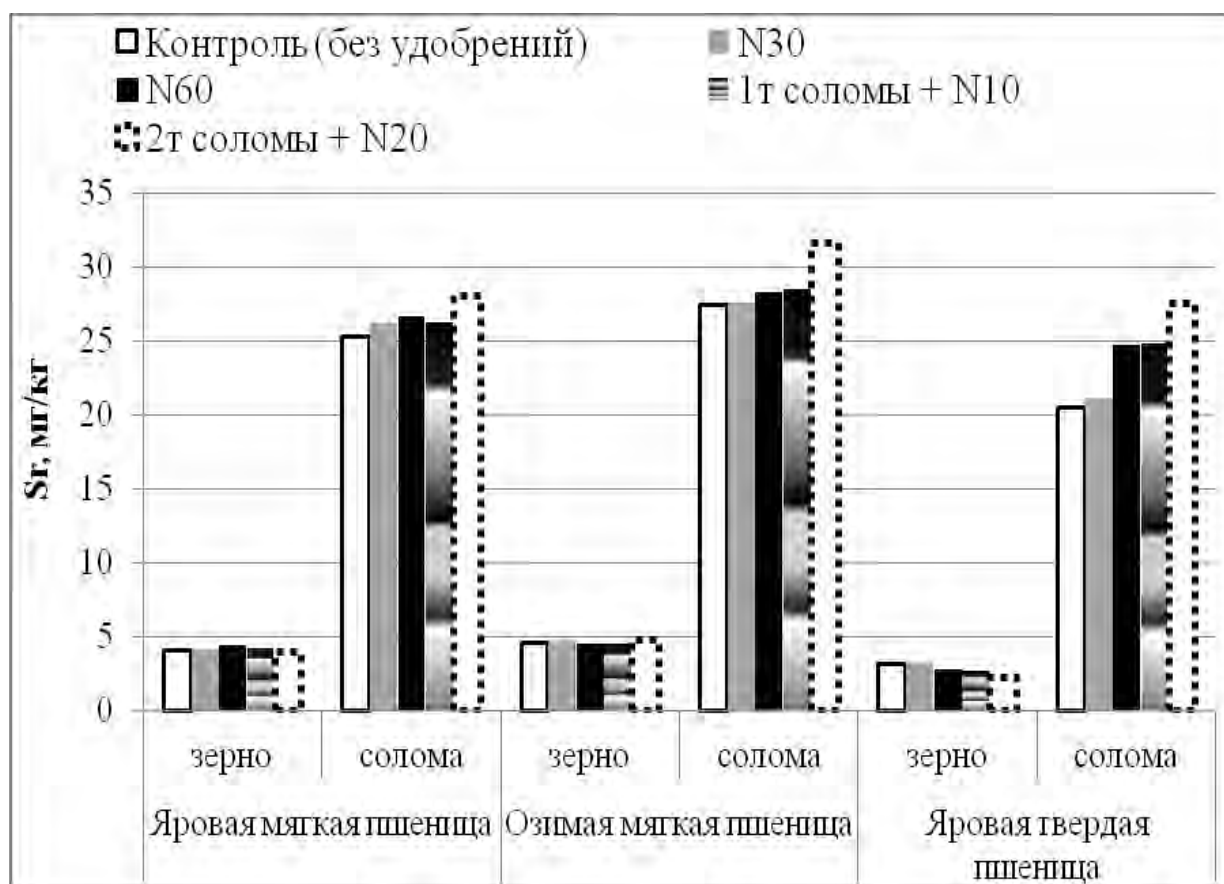
Потенциальные особенности культур в накоплении органической массы, строение и размещение корневой системы, уровень адаптации к экологическим условиям формируют в растениях депо тяжелых металлов и фтора. Удобрения повысили урожайность культур в среднем на 32,8%. При этом наряду с макроэлементами, увеличился вынос микроэлементов (таблица 35).

В отличие от большинства тяжелых металлов [33], содержание стронция в зерне пшеницы не увеличивается пропорционально дозам удобрений, не содержащих данный элемент в качестве примесей (рисунок 19).



**Вынос ТМ и фтора многолетними травами в зависимости от удобрений, кг/га (в среднем за два года)**

Варианты опытов	Урожайность	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	F	Сумма,
1. Контроль	2980	12,8	39,5	1,5	0,04	2,9	0,2	10,1	67,04
2. Навоз 60 т	4020	15,4	48,8	2,0	0,06	3,4	0,2	16,5	86,36
3. N <sub>80</sub> P <sub>60</sub> K <sub>40</sub>	3910	18,3	57,3	2,1	0,12	3,6	0,3	16,0	97,72
Ср по удобр.	3960	16,8	53,0	2,05	0,09	3,5	0,25	16,2	92,04

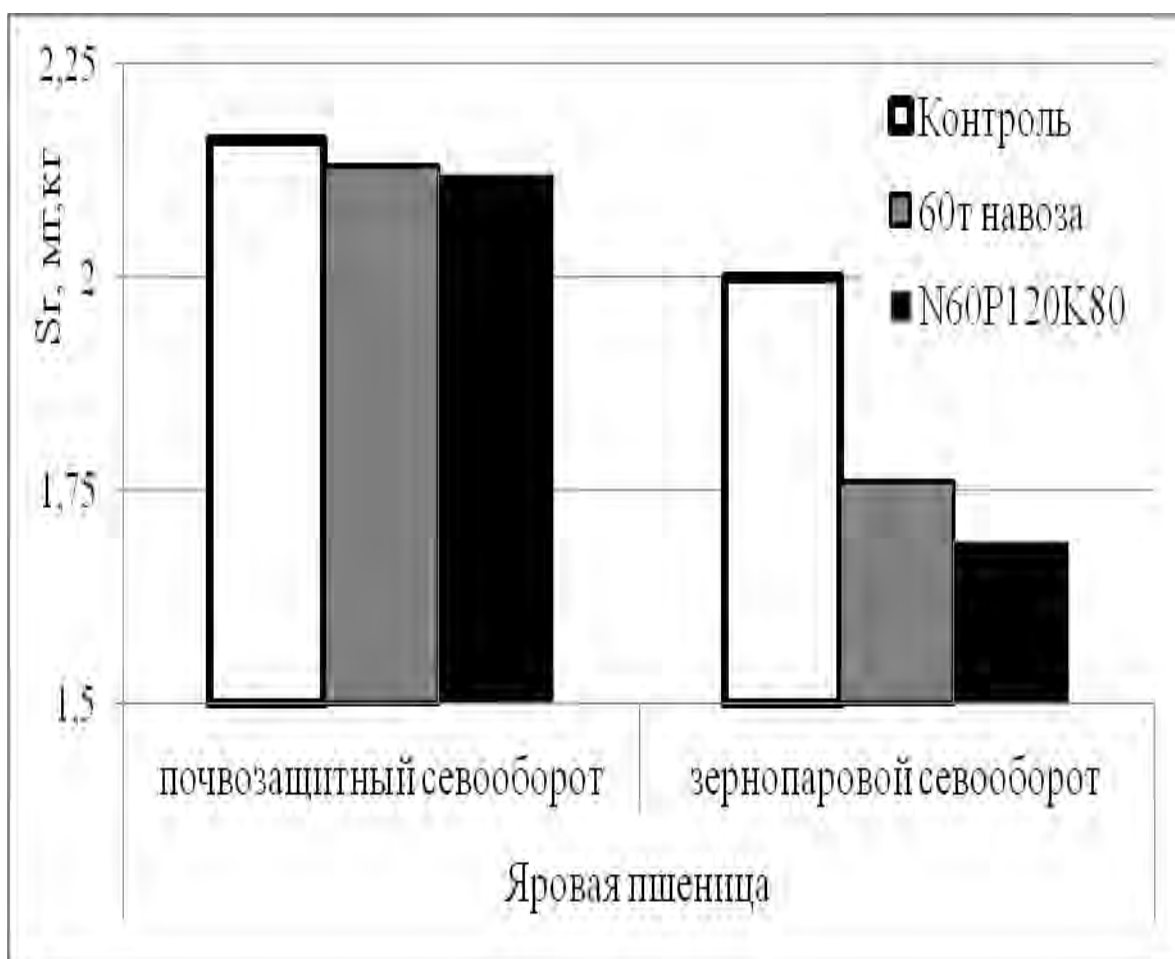


**Рис. 19. Влияние длительного применения азотных удобрений на содержание стронция в растениеводческой продукции**

Яровая твердая пшеница имеет тенденцию снижения содержания валового стронция в зерне и увеличения в соломе при длительном внесении минеральных и органоминеральных удобрений. Яровая мягкая и озимая мягкая пшеница на удобренном

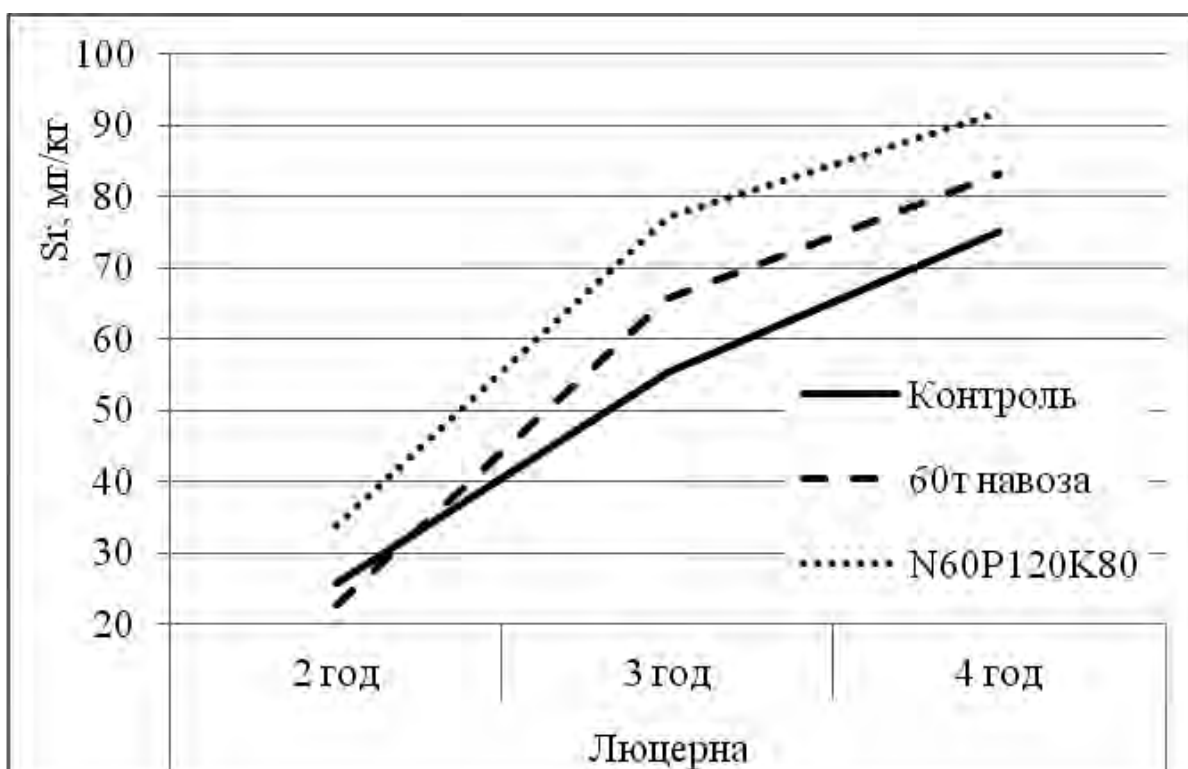
фоне повышают уровень стронция только в соломе, а на содержание его в зерновой части влияние удобрений достоверно не выявлено [33, 34].

Почвозащитный севооборот, включающий многолетние травы (люцерну), является элементом стабилизации экологической обстановки в ландшафте, что подтвердилось нашими данными [33, 34, 71]. Так, яровая пшеница в зернопаровом севообороте на применение минеральных и органических удобрений отреагировала сокращением содержания валового стронция в зерне, а в почвозащитном севообороте реакция была недостоверной (рисунок 20).



**Рис. 20. Влияние удобрений на содержание валового стронция в зерне яровой твердой пшеницы**

Люцерна с увеличением возраста способна накапливать стронций в зеленой массе и при этом коэффициент корреляции с возрастом на удобренном (контрольном) варианте достигает  $r=0,99$ , на удобренных вариантах  $r=0,94...0,96$  (рисунок 21).



**Рис. 21. Влияние удобрений на содержание валового стронция в сене многолетних трав разного возраста [69]**

Эта особенность культуры на почвах, имеющих высокое содержание валового стронция или узкое соотношение Ca/Sr, может привести к накоплению стронция в урожае многолетних трав выше допустимых уровней, особенно при внесении минеральных удобрений и может иметь значение при мелиорации загрязненных стронцием почв.

Таким образом, удобрения за счет активизации процессов сопряженного поглощения микро- и макроэлементов, способствуют нарастанию органической части растений и росту в ней содержания ТМ и фтора. Наиболее высокая концентрация ТМ отмечается в зерновой части растений. В среднем по всем удобренным вариантам, по сравнению с неудобренным контролем, концентрация ТМ в зерне увеличилась на 23%, а в соломистой части она снизилась на 8,4%. В зерне озимой пшеницы концентрация меди увеличилась на 24,2%, цинка – на 26,4%, свинца – на 6%, кадмия – в 2,7 раза, никеля – в 1,6 раз, хрома – в 2,3 раза и фтора – на 19%, стронция – практически не изменилась.

В практическом плане использование минеральных удобрений как активаторов выноса тяжелых металлов растениями представляет несомненный интерес, особенно в случаях ведения сельскохозяйственного производства в условиях существенного загрязнения. При этом эффективность выноса тяжелых металлов за пределы экосистемы можно легко контролировать в пределах ПДК (для дальнейшего использования растительного материала на пищевые и кормовые цели) или выше (для последующей утилизации растений).

## Заключение

В современных условиях основой деятельности человека становится принцип экологической рациональности, включающий разработку и практическое использование систем, технологий и способов, обеспечивающих получение экологически безопасной продукции растениеводства и животноводства. К числу главных загрязнителей объектов окружающей среды относятся тяжелые металлы. Размеры их распространения и интенсивность миграции в окружающей среде приобрели опасный характер для нормального функционирования экосистем и для здоровья человека. В связи с этим возникает реальная необходимость разработки стратегии регулирования уровня ТМ в экосистеме, то есть системе «атмосфера - почва - вода - растения - животные - человек», базирующейся на взаимосвязанных и взаимообусловленных процессах их круговорота [1, 5, 83].

Анализируя литературные данные и результаты собственных исследований, мы приходим к выводу о том, что микроэлементы из числа тяжелых металлов играют большую роль во взаимоотношениях живой и неживой природы. Основная часть тяжелых металлов в экосистемах аккумулируется почвенным покровом. На аккумуляцию ТМ растениями влияет комплекс факторов, важнейшими среди них являются видовые особенности растений, географическое положение местообитаний, величина техногенной нагрузки, технология возделывания. Содержание и уровень накопления ТМ в антропогенно малозагрязненных почвах определяются составом почвообразующих пород, типовой

принадлежностью почв, содержанием гумуса, гранулометрическим составом. Кроме того, содержание ТМ в почве связано с реакцией среды и видовым составом растительного покрова.

Знакомство с ландшафтными, почвенными и агроклиматическими особенностями Саратовской области позволило сделать ряд предположений относительно места и роли тяжелых металлов в региональных экосистемах. В частности, была установлена общая закономерность для почв Правобережья и Левобережья области: по мере движения с северо-запада на юго-восток процессы перехода валовых форм в подвижные затухает, увеличивая соотношение между ними с 22,7 до 66,1 и 30,2 до 60,6 единиц соответственно. Из общей закономерности выделяются только свинец и кадмий, имеющий, вероятно, антропогенное происхождение вблизи г. Саратова, а также цинк, высокое содержание которого характерно для Прикаспийской низменности.

В зональных (несмытых) черноземах выявлен высокий уровень положительной корреляционной связи содержания тяжелых металлов в почвенных горизонтах гумусового слоя с содержанием в материнской породе и обратная связь между содержанием ТМ и фтора в горизонте ВС и материнской породой. Очевидно, горизонт ВС обедняется за счет деятельности корневой системы растений.

По мере увеличения глубины почвенного профиля кратность отношений между содержанием ТМ различной растворимости

становится шире, что также указывает на активное перемещение подвижных форм тяжелых металлов растениями.

Суммарное содержание металлов в почвенных горизонтах большинства зональных почв Приволжья не превышает допустимых значений, что позволяет применять любые способы хозяйствования на данной территории, возделывание любых сельскохозяйственных культур.

В наших исследованиях выявлена устойчивая связь между содержанием гумуса в верхних слоях почв и содержанием в них подвижных (растворимых в ААБ) форм ТМ. Наиболее высокая корреляционная зависимость с гумусом отмечена у хрома (0,79), ртути (0,79), кадмия (0,76), свинца (0,73). Несколько ниже этот показатель у цинка (0,68), никеля (0,61), мышьяка (0,55), меди (0,49). Вероятно, для последних элементов более существенными оказываются иные формы закрепления в почвенной системе, чем закрепление гумусовыми веществами.

Рельеф и связанные с ним эрозионные процессы оказывают значительное влияние на распределение ТМ и фтора в пределах ландшафта. На водораздельных участках в относительно высоких концентрациях остаются фтор, медь, цинк, кадмий, а ртуть и свинец мигрируют с эрозионными стоками. На склоновых почвах сосредотачивается в основном ртуть, в меньшей степени – свинец. В почве ложбин содержание подвижных соединений тяжелых металлов минимальное.

Экологические условия агроландшафтов Правобережья Саратовской области способствуют активному развитию процессов

водной эрозии почвы. На этом фоне происходит значительное сокращение содержания как валовых, так и подвижных форм тяжелых металлов в почвенных горизонтах.

Содержание и распределение валовых форм тяжелых металлов по профилю почвы связано с фоновым содержанием и обнаруживает обратную корреляцию ( $r = -0,30 \dots -0,90$ ) с процессами эрозии. По сравнению с несмытой почвой, отмечено снижение суммарного загрязнения в слабосмытом варианте на 17%, среднесмытом – на 7,1%, сильносмытом – на 27,9%.

Подвижные формы металлов сильнее, чем валовые, вымываются из верхних корнеобитаемых горизонтов почвы. Так, пахотный слой слабосмытых черноземов содержал на 50,1% меньше, а сильносмытой почвы – в 2,5 раза меньше растворимых форм ТМ, чем соответствующий слой несмытой почвы. Подобная закономерность отмечается для профилей всех анализируемых разностей почв.

В процессе проведения анализов выявились индивидуальные особенности поведения отдельных металлов и фтора в процессе проявления водной эрозии, однако корреляция со степенью смытости почв для всех элементов была обратной ( $r = -0,23 \dots -0,92$ ). Хром при этом интенсивно перемещается вниз по профилю почвы.

Содержание стронция в почвенных горизонтах возрастает пропорционально смытости почв ( $r = 0,91$  для растворимых в ААБ и  $r = 0,94$  для валовых форм).

Геохимическими барьерами на пути миграции тяжелых металлов в пределах ландшафта являются полезащитные лесные



полосы, расположенные поперек склона, а также водоемы. Аддитивное содержание металлов в почве лесной полосы было на 32,1% выше, чем в среднем по элементам агроландшафта.

Содержание тяжелых металлов и фтора снижается по схеме: почва – донные отложения прудов – донные отложения р. Медведица.

В иле прудов, по сравнению с почвой, отмечена более высокая концентрация валовых форм меди, свинца, никеля и меньше цинка, кадмия и хрома, а также подвижных форм фтора, меди, свинца и никеля. Более узкие кратные отношения между валовыми и подвижными формами в иле донных отложений прудов по сравнению с почвой отмечаются по меди, свинцу и хрому. По остальным показателям (цинку, кадмию, никелю) они стали более широкими, что указывает на менее интенсивный характер поступления их в водные источники из внешней среды.

Стронций в донные отложения прудов мигрирует из почвы незначительно. В этом отношении он отличается от большинства тяжелых металлов. Корреляция содержания стронция с площадью водосборов, площадью водного зеркала и крутизной водосборных склонов была низкая ( $r=0,13... -0,30$ ). Однако установлена закономерность повышения содержания стронция в почве в ряду ЮЗ<З<ЮВ<В<С. Выявлена прямая зависимость ( $r= 0,70$ ) между проточностью водоема (годовым объемом стока) и соотношением в донных отложениях валовых и подвижных форм стронция. В меньшей степени это характерно также для кадмия и никеля.

Древесные породы дифференцировано накапливают тяжелые металлы. Вяз обладает наибольшей толерантностью в отношении ТМ, береза аккумулирует цинк в 4 раза интенсивнее, чем дуб, и в 6,7 раза интенсивнее, чем вяз, в одинаковых экологических условиях. Дуб накапливают никель в 2,7-3,8 раз больше, чем береза и вяз соответственно. Дубу также принадлежит приоритет в аккумуляции хрома и кадмия. Установлена общая тенденция снижения содержания тяжелых металлов (особенно меди с коэффициентом корреляции  $r=-0,61\dots-0,91$ ) с возрастом древесных пород (березы, вяза, дуба), что связано как с возрастной динамикой потребности растений в микроэлементах, так и с прогрессирующей антропогенной нагрузкой на агроэкосистемы в целом и на лесные полосы, несущие в агроэкосистемах барьерные функции, в частности.

Сельскохозяйственные культуры различных групп обладают избирательной поглотительной способностью в отношении тяжелых металлов. Максимальная концентрация ТМ отмечается в растениях пропашной группы (подсолнечник, кукуруза). Средневзвешенное содержание ТМ в растениях пропашной группы было на 39,5% выше, чем в зерновых, и на 6,9% выше, чем в бобовых. Пропашные в больших количествах, чем зерновые и бобовые, ассимилируют медь, цинк, кадмий и фтор. Однако свинец, никель и хром в больших количествах накапливают бобовые культуры. Для выявления закономерностей потребления тяжелых металлов в зависимости от экотипа сортов необходимы дальнейшие исследования.

Удобрения способствуют интенсификации процесса поглощения тяжелых металлов из почвы. В среднем по удобренным вариантам суммарная концентрация ТМ на единицу продукции на 7,2% выше, чем на неудобренных. Наиболее высокая концентрация в зерне отмечается на вариантах с внесением минеральных удобрений (3,36 мг/кг), а в соломе – на варианте с внесением органических удобрений (2,05 мг/кг). Зерно, полученное на удобренных вариантах, содержит на 24,2% меди, 26,4%, цинка, 6% свинца, в 2,7 раза кадмия, в 1,6 раза никеля, в 2,3 раза хрома и фтора на 19% больше, чем на неудобренном контроле, содержание стронция практически не изменилось. Соломистая часть растений на удобренных вариантах более интенсивно накапливает медь (на 16,7%), цинк (на 12,6%), свинец (на 41,4%), кадмий (на 14,8%).

Все эти закономерности следует учитывать при сельскохозяйственном использовании земель, несущих существенный техногенный прессинг вблизи промышленных предприятий и автомагистралей.

Авторы выражают благодарность сотрудникам отдела Экологии агроландшафтов НИИСХ Юго-Востока за помощь и содействие в написании данной монографии.

### Библиографический список

1. Агроэкология. Методология, технология, экономика / Под ред. В.А. Черникова, И.Г. Грингофа, В.Т. Емцева. М.: Колос, 2004. 400 с.
2. Аконов Э.И. О круговороте тяжелых металлов в биосфере // Биохимические циклы в биосфере. М.: Наука, 1976. С. 272-284.
3. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. М., 1992. 200 с.
4. Алексеенко В.А. Цинк и кадмий в окружающей среде. М.: Наука, 1992. 197 с.
5. Аликаев В.А. Зоогигиена. М.: Колос, 1970. С. 41-48.
6. Андриевская Л.П. Накопление тяжелых металлов в агроландшафтах Нижнего Поволжья // Основы достижения устойчивого развития сельского хозяйства. Волгоград: ВГСХА, 2004. С. 107-109.
7. Бахнов В.К. Содержание микроэлементов меди и марганца в торфяных почвах Барабинской низменности // Микроэлементы в почвах, растительности и водах южной части Западной Сибири. Новосибирск, 1971. С. 17-27.
8. Безель В.С., Жуйкова Т.В., Позолотина В.Н. Структура ценопопуляций одуванчика и специфика накопления тяжелых металлов // Экология. 1998. № 5. С. 376-382.
9. Беус А.А. Геохимия окружающей среды. М., 1976. 248 с.

10. Бойченко Е.А. Соединения металлов в эволюции растений в биосфере // Изв. АН СССР. Сер. биол. 1976. № 3. С. 378-385.
11. Бондарев Л.Г. Ландшафты, металлы и человек. М.: Мысль, 1976. 72 с.
12. Вернадский В.И. Химические элементы, их классификация и формы их нахождения в земной коре. Избр. соч. Т. 1. М., 1954. С. 32-60.
13. Виноградов А.П. Основные закономерности в распределении микроэлементов между растениями и средой // Микроэлементы в жизни растений и животных. М., 1952. С. 7-20.
14. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. М.: Издательство АН СССР, 1957. 238 с.
15. Виноградов А.П. Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры // Геохимия. 1962. № 7. С. 555-571.
16. Власова Н.В., Макарова Ю.В., Прохорова Н.В. Особенности аккумуляции тяжелых металлов в разных типах фитоценозов на территории Самарской области // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2010. Т. 12. №1(3). С. 661-664.
17. Галиулин Р.В., Галиулина Р.А. Очистка почв от тяжёлых металлов с помощью растений // Вестник Российской академии наук. 2008. Т 78. № 3. С. 247-249.

18. Гармаш Г.А. Влияние тяжелых металлов, вносимых в почву с осадками сточных вод на урожайность пшеницы и качество продукции // Агрохимия. 1987. №5. С. 40-47.
19. Герасименко В.П. Оценка весеннего поверхностного стока с пахотных земель // Почвоведение. 1993. №5. С. 54-91.
20. Герасименко В.П. Практикум по агроэкологии: учебное пособие. СПб., 2009. 432 с.
21. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. М.: Высшая школа, 1988. 328 с.
22. Глазовская М.А. Методологические основы оценки эколого-энергетической устойчивости почв к техногенным воздействиям. М.: Изд-во МГУ, 1997. 102 с.
23. ГН 2.1.7.2041-06 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве. М., 2006.
24. Головки Т., Гармаш Е., Скугорева С. Тяжелые металлы в окружающей среде и растительных организмах // Вестник Института биологии Коми НЦ УрО РАН. 2008. С.2-7.
25. Гольдшмидт В.М. Принципы распределения химических элементов в минералах и горных породах // Сб. статей по геохимии редких металлов. М-Л: ГОНТИ НКТП СССР, 1938. С.215-242.
26. Горбунов Н.И. Минералогия и коллоидная химия почв. М., 1974. 314 с.

27. Горбунов Н.И. Минералогия и физическая химия почв. М., 1978. 293 с.
28. Громова В.С. Миграция и накопление  $^{137}\text{Cs}$  и ТМ в почве и растениях в условиях расчлененного рельефа // Плодородие. 2007. №4. С.38-40.
29. Губин А.Н. Кадмий в системе: торфяная низинная почва – растение // Плодородие. 2007. №2. С.35-36.
30. Гудериан Р. Загрязнение воздушной среды. М.: 1979. 200 с.
31. Дабахов М.В. Экологическая оценка почв урбанизированных ландшафтов. Н.Новгород, 2014. 300 с.
32. Демек Я. Теория систем и изучение ландшафта. М.: Прогресс, 1977. 432 с.
33. Дервягин С.С. Тяжелые металлы в системе почва-вода-растение на черноземах Саратовской области: автореф. дисс. ... кандидата сельскохозяйственных наук. Саратов, 2009. 20 с.
34. Дервягин С.С., Медведев И.Ф. Влияние удобрений на баланс тяжелых металлов в системе почва-многолетние травы // Сохранение и воспроизводство плодородия почв в адаптивно-ландшафтном земледелии. К 70-летию со дня рождения академика А. П. Щербакова: сборник докладов Всероссийской научно-практической конференции ГНУ ВНИИЗиЗПЭ. Курск, 2011. С. 125-129.
35. Дервягин С.С., Медведев И.Ф. Тяжелые металлы в растительной биомассе и фитомелиорация черноземов

- Саратовской области // Проблемы повышения эффективности использования водных и земельных ресурсов Поволжья: сборник научных трудов, посвященный 45-летию ФГНУ «ВолжНИИГМ». Саратов, 2011. С. 148-152.
36. Деревягин С.С., Медведев И.Ф. Полезащитные лесные полосы в роли биогеохимических барьеров в агроландшафте // Аграрный научный журнал. 2013. № 4. С. 12-15.
37. Добровольский Г. В. Охрана почв. М.: МГУ, 1985.
38. Добровольский В.В. Биосферные циклы тяжелых металлов и регуляторная роль почвы // Почвоведение . 1997. №4. С. 43-441.
39. Добровольский В.В. Высокодисперсные частицы почв как фактор массопереноса тяжелых металлов в биосфере // Почвоведение. 1999. № 11. С. 1309-1317.
40. Дубовик Д.В., Дубовик Е.В. Тяжелые металлы в склоновом агроландшафте. Курск: ФГБНУ ВНИИЗиЗПЭ, 2016 170 с.
41. Евдокимова Г.А. Действие меди и никеля на биологические процессы в подзолистой почве // Тез. докл. 8 Всес. съезда почвовед. Кн. 2. Новосибирск, 1989. С. 284.
42. Ермоленко Н.Ф. Микроэлементы и коллоиды почв. Минск: Наука и техника, 1966. 321 с.
43. Ефимов В.Н. Цинк в системе: торфяная низинная почва-растение при известковании // Плодородие. 2005. № 6. С. 27-28.



44. Закруткин В.Е. Особенности распределения свинца в агроландшафтах Ростовской области // Тяжелые металлы в окружающей среде. Пущино, 1996. С. 47-48.
45. Заруднев Ю.И. Содержание тяжелых металлов в почве и растениях при внесении дефеката // Плодородие. 2006. № 4. С. 2-3.
46. Заславский М.Н. Эрозия почв. М.: Мысль, 1979. С. 17-182.
47. Захаров А.И., Никитин С.Н. Влияние ОСВ и различных видов органических удобрений на содержание ТМ в почве и поступление их в зерно озимой пшеницы // Вестник Ульяновской государственной сельскохозяйственной академии. 2014. № 4. (28). С. 10-13.
48. Зборищук Ю. Н. Среднее содержание В, Mn, Co, Cu, Zn, Mo и J в почвах европейской части СССР // Агрохимия. 1974. № 3. С. 88-94.
49. Зырин Н. Г. Распределение и варьирование содержания микроэлементов в почвах Русской равнины // Почвоведение. 1968. № 7. С. 77-87.
50. Зырин Н.Г. Нормирование содержания тяжелых металлов в системе почва-растения // Химия в сельском хозяйстве. 1985. №6. С.45-48.
51. Ильин В.Б. Относительные показатели загрязнения в системе почва-растение // Почвоведение. 1979. № 11. С. 61-67.

52. Ильин В.Б. Поступление тяжелых металлов в растения при повышенном содержании в почве // Извест. СО АИ СССР. Сер. Биология. 1981. Вып. 10. С. 49-56.
53. Ильин В.Б. К вопросу о разработке ПДК тяжелых металлов в почвах // Агрохимия. 1985. №11. С. 94-101.
54. Ильин В.Б. О нормировании тяжелых металлов в почве // Почвоведение. 1987. №9. С. 90-98.
55. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва-растения. Новосибирск: Наука, 1991. 151 с.
56. Ильин В.Б. Оценка существующих нормативов содержания тяжелых металлов в почве // Агрохимия. 2000. № 9. С. 74-79.
57. Каббата-Пендис А. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.
58. Киричкова И.В. Влияние видового состава и продолжительности жизни использования многолетних трав на содержание тяжелых металлов // Вестник СГАУ. 2008. №3. С.25-30.
59. Ковальский В.В. Микроэлементы в почвах СССР. М., 1970. 179 с.
60. Ковальский В.В. Геохимическая экология. М.: Наука, 1974. 289 с.
61. Коломийцева М.Г. Содержание и соотношение некоторых микроэлементов (йода, фтора, меди и кобальта) во внешней среде и тканях человека в районах зубной эндемии (по

- материалам Алтайского края): автореф. дисс. ... докт. биолог. наук. М., 1961. 21 с.
62. Кононова М.М. Органическое вещество почв. М.: Наука, 1963. 314 с.
63. Кудеяров В.Н. Экологические проблемы применения удобрений. М.: Наука, 1984. 37с.
64. Кузнецов И.П. Тяжелые металлы в почвах Рязанской области // Химия в сельском хозяйстве 1995. №5. С. 22-25.
65. Лукашев К.И. Химические элементы в почвах. Минск: Наука и техника, 1970. 233 с.
66. Медведев И.Ф. Состояние, охрана и воспроизводство плодородия черноземных почв в условиях Поволжья // Научное наследие акад. Н.М. Тулайкова и практическое применение в современном земледелии: материалы научно-практической конференции. Ульяновск, 2000. С.45-52.
67. Медведев И.Ф. Агроэкологические основы повышения плодородия склоновых черноземных почв Поволжья: авт. дисс. ... д.с.-х.н. Саратов, 2001. 49 с.
68. Медведев И.Ф., Деревягин С.С., Елистратова И.И. Накопление и транслокация тяжелых металлов в системе почва – вода // Агрохимия и экология: история и современность: материалы международной научно-практической конференции. Нижний Новгород, 2008. С. 49-52.

69. Медведев И.Ф., Деревягин С.С. Роль процессов эрозии в формировании экологически чистой сельскохозяйственной продукции // Аграрный научный журнал. 2009. № 3. С. 22-26.
70. Медведев И.Ф., Деревягин С.С., Губарев Д.И. Распределение ТМ в черноземах Поволжья по основным «азональным» ландшафтам и элементам агроландшафта // Плодородие. 2009. № 3. С. 52-53.
71. Медведев И.Ф., Деревягин С.С., Панасов М.Н., Ефимова В.И. Эколого-ландшафтные закономерности распределения валового стронция (Sr) в системе почва – вода – растение // Аграрный научный журнал. 2015. № 3. С. 14-18.
72. Медведев И.Ф., Деревягин С.С., Козаченко М.А., Гусакова Н.Н. Оценка содержания химических элементов в древесине различных пород деревьев // Аграрный научный журнал. 2015. № 11. С. 12-14.
73. Методические и организационные основы проведения агроэкологического мониторинга в интенсивном земледелии (на базе географической сети опытов). / Под общ. ред. Н.З. Милащенко и Ш.И. Литвака. М., 1992. 536 с.
74. Научные основы мониторинга земель Российской Федерации. / Под общ. ред. А.Н. Каштанова. М., 1992. 176 с.
75. Никитин С.Н., Орлов А.В., Сайдяшева Г.В. Влияние применения ОСВ, биопрепаратов и диатомита на содержание в почве и поступление в зерно озимой пшеницы тяжелых металлов // Зональные особенности научного обеспечения

- сельскохозяйственного производства. Региональная научно-практическая конференция. Саратов, 2009. С. 49-53.
76. Никитин С.Н. Влияние средств химизации и биологизации на изменение содержания свинца и кадмия в зерне сельскохозяйственных культур // Земледелие. 2014. № 8. С. 35-37.
77. Никитин С.Н. Влияние диатомита на содержание тяжелых металлов в почве и в зерне озимой пшеницы // Достижения науки и техники АПК. 2015. Т. 29. № 10. С. 43-45.
78. Никитин С.Н. Влияние удобрений, диатомита и биопрепаратов на содержание тяжелых металлов в зерне культур севооборота // Пища. Экология. Качество: Труды XIII международной научно-практической конференции. Ульяновск, 2016. С. 391-396.
79. Николаев А.Я. Биологическая химия. М., 1998. 496 с.
80. Николаев В.А. Основы учения об агроландшафтах // Агроландшафтные исследования. М., 1992. 56 с.
81. Обзор загрязнения окружающей природной среды в Российской Федерации за 1998 г. М., 1999. 184 с.
82. Овчаренко М.М. Тяжелые металлы в системе почва-растение-удобрение. М., 1997. 290с.
83. Одум Ю. Основы экологии. М., 1975. 740 с.

84. Орлов Д.С. Образование гуматов кобальта, никеля, меди и цинка // Научные доклады высш.шк. Биол. науки. 1960. № 3. С. 62-66.
85. Отчёт. Эколого-геохимическое обследование состояния территорий с интенсивной антропогенной нагрузкой. Саратов, 2007. 107 с.
86. Панин М.С. Аккумуляция тяжелых металлов растениями Семипалатинского полигона. Семипалатинск, 1999. 308 с.
87. Перельман А. И. Геохимия элементов в зоне гипергенеза. М., 1972. С. 287.
88. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М., 1975. 342 с.
89. Перфильев С.Е. Перспективы космического агропромышленного мониторинга. // Аграрная наука. 2007. № 10. С. 9-11.
90. Петренко Д. В. Влияние производства фосфорных удобрений на содержание стронция в ландшафтах: дис. ... к. б. наук. М., 2014. 159 с.
91. Плеханова И.О. Содержание тяжелых металлов в почвах парков г. Москвы // Почвоведение. 2000. №6. С.754-759.
92. Плешакова Е.В. Биогенная миграция Cd, Pb, Ni и As в системе «почва-растения» // Известия Саратовского университета. Сер. Науки о Земле. 2010. Т. 10. Вып. 2. С. 59-66.
93. Попов Г.Н. Агрохимия микроэлементов в степном Поволжье. Саратов, 1984. 184 с.

94. Потатаева Ю.А., Сидоренкова Н.К., Прищеп Е.Г. Агроэкологическое значение примесей тяжелых металлов и токсичных элементов в удобрениях // Агрохимия. 2002. № 1. С.85-95.
95. Пронько В.В. Современное состояние плодородия почв Саратовской области // Агрохимия. 2003. №4. С. 5-13.
96. Протасова Н.А. Микроэлементы (Cr, V, Ni, Mn, Zn, Cu, Co, Ti, Zr, Ga, Be, Sr, Ba, B, I, Mo) в черноземах и серых лесных почвах Центрального Черноземья. Воронеж, 2003. 368 с.
97. Пятакова Л.П. Влияние тяжелых металлов на биологическую активность светло-серых лесных почв Центральной части Нечерноземной зоны: дис. ... к. с.-х. наук. Н.Новгород, 2008. 138 с.
98. Ратников А.Н. Урожай ячменя и биологическая активность почвы при загрязнении ТМ // Плодородие. 2005. № 4. С. 15-16.
99. Ратников А.Н. Влияние Cd, Zn, Cu на продуктивность зерновых культур и биоактивность почвы // Плодородие. 2007. №3. С. 39-40.
100. Рэуце К. Борьба с загрязнением почвы / Под ред. В.К. Штефана. М., 1986. 221 с.
101. Свет Ю.Е. Геохимия окружающей среды. М., 1990. 335 с.
102. Селезнева Е.М. Влияние кадмия на некоторые морфофизиологические и биохимические показатели ячменя // Агрохимия. 2008. № 4. С. 82-86.

103. Сепов М. Особенности накопления тяжелых металлов в организме человека // Охрана труда и техника безопасности в сельском хозяйстве. 2004. № 3. С. 43-48.
104. Сергеев М.Г. Экология антропогенных ландшафтов: учебное пособие. Новосибирск, 1997. 335с.
105. Скипин Л.Н. Загрязнение кадмием и свинцом почв в зоне автомагистрали // Плодородие. 2007 №3. С. 18-21.
106. Соколова О.Я., Стряпков А.В., Антимонов С.В., Соловых С.Ю. Тяжелые металлы в системе элемент - почва - зерновые культуры // Вестник ОГУ. 2006. №4. С. 106-110. `
107. Солнцев В.Н. Системная организация ландшафтов. М., 1981. 239 с.
108. Справочник по профессиональной патологии / Под ред. Л.Н. Грацианской, В.Е. Ковшина. Л., 1981.
109. Суюндуков Я.Т. Тяжелые металлы в почвенно-растительном покрове Башкирского Зауралья в условиях техногенеза // Аграрная Россия. 2007. № 5. С. 50-52.
110. Усов Н.И. Почвы Саратовской области. Ч.1 и 2. Саратов, 1948. 288 с.
111. Учебно-краеведческий атлас Саратовской области. Саратов, 2013. 144 с.
112. Химическое загрязнение почв и их охрана: словарь-справочник. М., 1991. 303 с.



- 113.Ходус А. Гарантия экологического качества // Агробизнес-Россия. 2008. № 3. С. 20-21.
- 114.Черных Н.А. Экотоксикологические аспекты загрязнения почв тяжелыми металлами. Пушино, 2001. 148с.
- 115.Чжоу Дунсин Накопление тяжелых металлов в растениях при удобрении ОСВ и компостом // Плодородие. 2006. № 6. С. 25-26.
- 116.Цыганок С.И. Определение содержания тяжелых металлов в почвах и растениях в зависимости от удаления от города Ульяновска // Адаптивные технологии производства качественного зерна в засушливом Поволжье. Саратов,2004. С. 187-189.
- 117.Шафронов Щ.Д. Тяжелые металлы в почвах реперных участков Нижегородской области // Плодородие. 2007. № 7. С. 7-9.
118. Шаркова С.Ю. Воздействие ТМ на почвенную микрофлору. // Плодородие. 2007. №4. С.40.
- 119.Юскаева Г.И. Экологические аспекты возделывания яровой пшеницы на техногенно загрязненных почвах лесостепи Среднего Поволжья: авт. дисс. ... к.с.-х.н. Саратов, 2004. 19 с.
- 120.Явтушенко В.Е. Запасы питательных веществ и потери их из черноземных почв под влиянием водной эрозии // Науч. тр. Курской гос. опыт. ст. 1967. Т.1. С.137-147.

121. Якушевская И.В. Микроэлементы в природных ландшафтах. М., 1973. 100 с.
122. Яровенко Е.В., Яхияев М.А. Загрязнение тяжелыми металлами растительных сообществ Северо-Дагестанской низменности при добыче нефти // Вестник Дагестанского Научного Центра. 2009. № 33. С. 31–36.
123. Baker A.J.M. Accumulators and excluders – strategies in the response of plants to heavy metals // J. Plant Nutrition. 1981. Vol. 3. P. 643-654.
124. Duffus J.H. Heavy metals – a meaningless term? (IUPAC Technical Report) // Pure Appl. Chem. 2002. Vol. 74. №. 5. P. 793–807.
125. Pickett S.A. Landscape ecology; spatial heterogeneity in ecological systems // Science. 1995. Vol. 269. P.331-334.
126. Somashekaraiah B.V. Phytotoxicity of cadmium ions on germinating seedlings of mung bean (*Phaseolus vulgaris*): Involvement of lipid peroxides in chlorophyll degradation // Physiology Plantarum. 1992. Vol. 85. № 1. P. 85-89.
127. Shabani F., Kumar L., Esmaili At. Improvement to the prediction of the USLE K factor. // Geomorphology. 2014. Vol. 204. № 1. P. 229-234.
128. Swaine D. Trace element distribution in soil profiles // Soil Science 1960. Vol. 11. № 2. P. 346.

129. Tuin B.J. W., Tels M. Removing heavy metals from contaminated clay soils by extraction with hydrochloric acid, edta or hypochlorite solutions // *Environmental Technology*. 1990. Vol. 11. №. 11. P. 1039–1052.
130. Van Ginneken L., Meers E., Guisson R. et al. Phytoremediation for heavy metal-contaminated soils combined with bioenergy production // *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*. 2007. Vol. 15. №. 4. P. 227–236.
131. Wang F., Wang Z., Kou C., Ma Z., Zhao D. (2016) Responses of Wheat Yield, Macro- and Micro-Nutrients, and Heavy Metals in Soil and Wheat following the Application of Manure Compost on the North China Plain // *PLoS ONE* 11(1): e0146453. doi:10.1371/journal.pone.0146453.
132. Wang L.Q., Luo L., Ma Y.B., Wei D.P., Hua L. In situ immobilization remediation of heavy metals-contaminated soils: a review // *Chinese Journal of Applied Ecology*. 2009. Vol. 20. №. 5. P. 1214–1222.
133. Wirtz S., Iserloh T., Rock G., Hansen R., Marzen M., Seeger M., Betz S., Remke A., Wenge R., Butzen V. and Ries J. B. Soil Erosion on Abandoned Land in Andalusia: A Comparison of Interrill- and Rill Erosion Rates // *ISRN Soil Science*. Vol. 2012 (2012), Article ID 730870, 16 pages. <http://dx.doi.org/10.5402/2012/730870>.
134. Wuana R.A., Okieimen F.E. Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available

Strategies for Remediation // International Scholarly Research  
Network ISRN Ecology. Vol. 2011, Article ID 402647, 20 pages  
doi:10.5402/2011/402647.

## Оглавление

	Стр.
Введение .....	4
Глава 1. Характеристика основных тяжелых металлов и их токсичность для живых организмов .....	8
1.1. Источники поступления тяжелых металлов в окружающую среду .....	8
1.2. Характер распределения технофильных элементов по поверхности почвы .....	12
1.3. Подвижность тяжелых металлов .....	17
1.4. Значение металлов для живых организмов .....	19
Глава 2. Основные факторы формирования депо тяжелых металлов в экосистемах .....	43
Глава 3. Распределение тяжелых металлов в ландшафтах на примере Саратовской области .....	48
3.1. Естественные зональные ландшафты .....	48
3.2. Ландшафтные закономерности распределения тяжелых металлов .....	58
Глава 4. Связь содержания тяжелых металлов в почвах с материнской породой .....	65
Глава 5. Связь содержания тяжелых металлов в почве с гумусом .....	75
Глава 6. Влияние рельефа местности на распределение тяжелых металлов в ландшафте .....	79
Глава 7. Эрозия почвы как фактор перераспределения	

тяжелых металлов в ландшафте .....	84
7.1 Влияние водной эрозии на содержание валовых форм тяжелых металлов в почвенном профиле .....	84
7.2 Влияние водной эрозии на содержание подвижных форм тяжелых металлов в почвенном профиле .....	93
Глава 8. Полезащитные лесные полосы и водоемы - геохимические барьеры в ландшафте .....	105
Глава 9. Влияние экологических условий ландшафта на содержание и вынос тяжелых металлов растениями .....	113
Глава 10. Влияние удобрений на накопление и вынос тяжелых металлов сельскохозяйственными культурами ..	140
Заключение .....	151
Библиографический список .....	158



**Медведев Иван Филиппович**  
**Деревягин Сергей Сергеевич**

# **ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ЭКОСИСТЕМАХ**

**(Монография)**

ISBN 978-5-9758-1665-8



Формат 60x84/16. Печать офсетная.  
Гарнитура Times New Roman. Тираж 500 экз.  
Заказ № 1188 от 17.05.2017 г.

Отпечатано в типографии ООО «Ракурс»  
410012, Саратов, ул. Ак. Навашина, 40/1, кв.58.