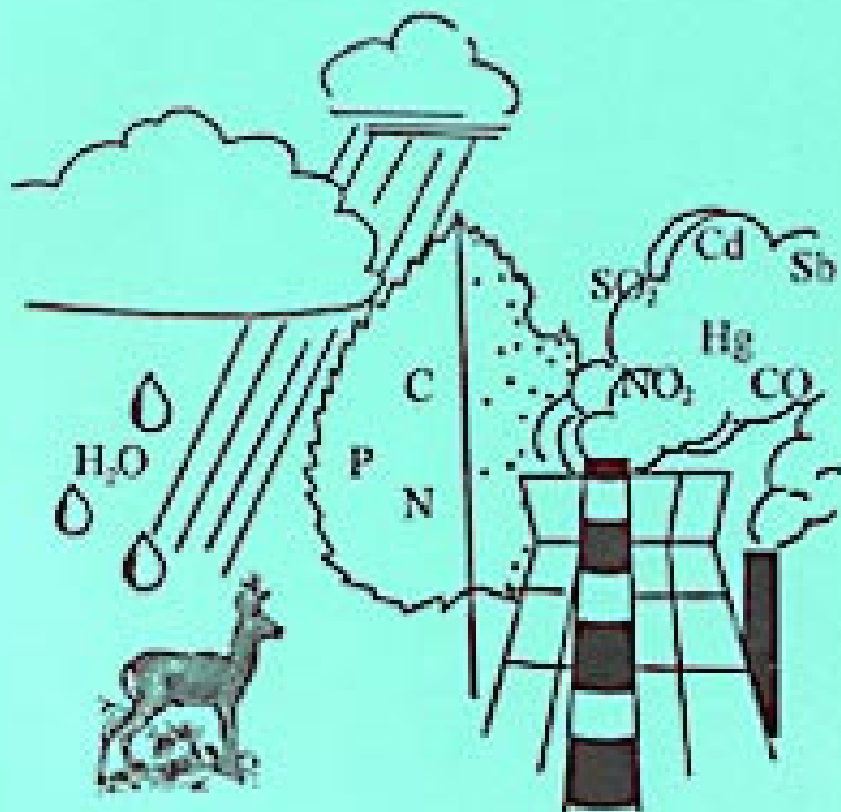


Е.А. Ворончихина, Е.А. Ларионова

ОСНОВЫ ЛАНДШАФТНОЙ ХЕМОЭКОЛОГИИ



МИНИСТЕРСТВО ОБРАЗОВАНИЯ РОССИЙСКОЙ
ФЕДЕРАЦИИ

Пермский государственный университет

Естественнонаучный институт

Е.А.Ворончихина, Е.А.Ларионова

**О С Н О В Ы Л А Н Д Ш А Ф Т Н О Й
Х Е М О Э К О Л О Г И И**

Учебное пособие по спецкурсу

Пермь 2002

ББК 26.82:20.1

В75

УДК 911.52:504.054

Ворончихина Е.А., Ларионова Е.А.

В75 Основы ландшафтной хемозологии: Учеб. пособие по спецкурсу/ Перм.ун-т. – Пермь, 2002. – 146 с.

ISBN 5-7944-0292-X

Учебное пособие подготовлено по новому научному направлению, сформировавшемуся на стыке ландшафтоведения, экологии и геохимии. Цель книги - дать необходимый объем знаний о химических процессах, протекающих в ландшафтной оболочке под воздействием естественных и антропогенных факторов. Учебный материал сопровождается вопросами для самостоятельной проверки знаний и библиографическим списком, позволяющим получить дополнительный объем информации по представленным разделам. При подготовке рукописи наряду с литературными источниками использованы результаты личных исследований авторов.

Учебное пособие предназначено для студентов географических и экологических специальностей.

Библиогр. 120 назв.

Печатается по решению Ученого совета географического факультета Пермского университета

Рецензенты:

Институт экологии и генетики микроорганизмов Уральского отделения РАН (директор, академик РАН В.А.Черешнев, канд. геогр. наук, ст. науч. сотр. А.К.Лаптева); канд. геогр. наук, ст. науч. сотр. Л.А.Кузнецова (Управление по охране окружающей среды Министерства природных ресурсов РФ)

ISBN 5-7944-0292-X

©Е.А.Ворончихина, Е.А.Ларионова, 2002

О Г Л А В Л Е Н И Е

ВВЕДЕНИЕ	4
1. ЛАНДШАФТНАЯ ХЕМОЭКОЛОГИЯ КАК НАУКА	6
1.1. ИЗ ИСТОРИИ СТАНОВЛЕНИЯ ХЕМОЭКОЛОГИЧЕСКОГО НАПРАВЛЕНИЯ	6
1.2. ОБЪЕКТ, ПРЕДМЕТ, МЕТОДИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ	8
<i>Контрольные вопросы</i>	10
2. ОБЩИЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ ХИМИЧЕСКОЙ ОРГАНИЗАЦИИ ЛАНДШАФТНОЙ ОБОЛОЧКИ ЗЕМЛИ	11
2.1. СТРУКТУРА ЛАНДШАФТНОЙ ОБОЛОЧКИ	11
2.2. ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ КОМПОНЕНТОВ. КЛАРКИ	11
<i>Контрольные вопросы</i>	18
3. ЭТАПЫ ФОРМИРОВАНИЯ ХЕМОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ СТРУКТУРЫ ЛАНДШАФТНОЙ ОБОЛОЧКИ	19
3.1. ДОБИОГЕННЫЙ ЭТАП	19
3.2. ОСОБЕННОСТИ БИОГЕННОГО ЭТАПА	20
3.3. АНТРОПОГЕННЫЙ ЭТАП	28
<i>Контрольные вопросы</i>	39
4. ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ ОБЗОР ПЕРИОДИЧЕСКОЙ СИСТЕМЫ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ	40
4.1. ЭЛЕМЕНТЫ I ГРУППЫ	40
4.2. ЭЛЕМЕНТЫ II ГРУППЫ	51
4.3. ЭЛЕМЕНТЫ III ГРУППЫ	65
4.4. ЭЛЕМЕНТЫ IV ГРУППЫ	73
4.5. ЭЛЕМЕНТЫ V ГРУППЫ	86
4.6. ЭЛЕМЕНТЫ VI ГРУППЫ	97
4.7. ЭЛЕМЕНТЫ VII ГРУППЫ	112
4.8. ЭЛЕМЕНТЫ VIII ГРУППЫ	123
<i>Контрольные вопросы</i>	134
5. ХЕМОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ КЛАССИФИКАЦИИ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ	135
Контрольные вопросы	139
.....	
БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК	140

ВВЕДЕНИЕ

На рубеже сменившихся тысячелетий перед человечеством с особой остротой встали экологические проблемы. Антропогенная деятельность, будучи локальной по распространению и воздействию на первых этапах развития, выросла в геологическую силу планетарного масштаба [1]. С развитием производства изменилась структура антропогенной нагрузки на природу. Преобладавшее на первых порах механическое воздействие отошло на второй план, уступив место химическим деформациям. В их числе: концентрирование и перераспределение природных химических веществ, нарушение эволюционно сложившихся циклов миграции элементов, привнос в ландшафтную оболочку чуждых ей продуктов техногенеза, не имеющих природных аналогов и естественных деструктантов, поэтому крайне слабо разлагающихся, зачастую, с образованием токсичных продуктов распада.

Опасность химических деформаций была осознана только в последние десятилетия и привела к формированию нового научного направления, предметом изучения которого является химический состав среды обитания и его антропогенные изменения. Направление получило название «хемозэкология».

Теория хемозэкологии исходит из того, что все, формирующее среду обитания человека, сам человек и ландшафтная оболочка в целом, состоят из определенных относительно устойчивых сочетаний химических элементов. Каждый компонент ландшафтообразования, в том числе биом, практически каждая входящая в него биологическая особь имеют индивидуальный химический состав, являющийся вместе с тем производным от состава окружающей среды. Жизнедеятельность биома протекает в режиме обмена веществ со средой и таким образом представляет собой непрерывный химический процесс, поэтому относительная стабильность химического состава среды обитания – необходимое условие сохранения населяющих ее биологических видов, в том числе вида *Homo sapiens*.

На протяжении миллиардов лет эволюционное развитие ландшафтной оболочки протекало в направлении изменения химического равновесия между формирующими ее легкими (преимущественно биофильными) и тяжелыми (биофобными) элементами в пользу первых. Под воздействием антропогенного фактора направленность этого процесса изменилась. Извлекая из недр и рассеивая в ландшафтной сфере громадный объем металлов,

человек работает на «утяжеление» ландшафтной оболочки и действует, таким образом, вопреки естественным эволюционным процессам, медленно и неотвратно формируя несовместимую с жизнью среду. Предотвратить этот процесс, понять глубину происходящих химических деформаций, научиться направлять их в нужное русло можно, лишь располагая информацией о роли и месте химических элементов в громадной химической лаборатории, каковой является ландшафтная оболочка. Именно эти аспекты составляют основное содержание данного учебного пособия. Для его подготовки использованы источники, приведенные в списке литературы. Они рекомендуются для самостоятельного углубления знаний по отдельным вопросам. Кроме того, в пособии использована информация, полученная непосредственно авторами в результате хемозоологических исследований естественных и урбанизированных ландшафтов Пермской области.

Материал пособия рассчитан на аудиторию, владеющую основами общей химии и ландшафтоведения, поэтому рекомендуется для студентов старших курсов.

1. ЛАНДШАФТНАЯ ХЕМОЭКОЛОГИЯ КАК НАУКА

1.1. ИЗ ИСТОРИИ СТАНОВЛЕНИЯ ХЕМОЭКОЛОГИЧЕСКОГО НАПРАВЛЕНИЯ

Хемозология в дословном переводе - химическая экология (*от греч.: chemos – химия; oikos – дом; logos - учение*) – возникла на стыке химии (точнее, двух ее направлений гео- и биохимии) и классической экологии. Основоположник термина «экология» Э.Геккель (1834-1919) вложил в него комплексное содержание, назвав экологию «общей наукой об отношениях организмов к окружающей среде» [2], поэтому экологическое исследование подразумевает всестороннее, в том числе и химическое, изучение взаимоотношений живого вещества со всеми компонентами среды обитания.

На первых этапах становления экологической науки химические аспекты не выделялись в самостоятельное направление, но химический состав окружающего мира интересовал человека давно. Первые достоверные сведения о составе компонентов среды обитания человечество получило в 1815 г. благодаря исследованиям английского минералога В.Филлипса, определившего среднее содержание в литосфере 10 химических элементов [3]. Позднее, уже в 1889 г., американский геохимик Ф.У.Кларк опубликовал расчетные данные среднего химического состава земной коры. К концу XX в. средний химический состав был определен не только для литосферы, но и для всех прочих природных компонентов ландшафтной сферы.

По мере накопления информации появилась возможность обобщений, создавшая предпосылки выявления природных закономерностей в распределении химических элементов. Первыми и, пожалуй, главными из таких обобщающих исследований, базовыми для формирования хемозологического направления в науке являются работы В.И.Вернадского (1863-1945), сформулировавшего стройную концепцию *биосферы – земной оболочки, в которой все химические процессы протекают при участии живого вещества или в преобразованной им среде* [1]. Именно В.И.Вернадский впервые обратил внимание на огромную геологическую роль живых организмов в преобразовании земной поверхности в среду обитания и, вместе с тем, обратного влияния этой среды на организмы. В числе выдающихся сподвижников В.И.Вернадского нельзя не назвать академиков Б.Б.Полынова (1877-1952) и А.Е.Ферсмана (1883-1945). Трудami этих ученых

была заложена теоретическая база геохимии – науки о химических процессах в недрах, в земной коре и на поверхности Земли в слое, называемом биосферой или ландшафтной оболочкой.

Геохимическая теория дала новый импульс развитию учения о ландшафтах. В 1946 г. Б.Б.Полыновым было сформулировано понятие *геохимического ландшафта как парagenетической ассоциации сопряженных элементарных ландшафтов, связанных между собой миграцией химических элементов* [4]. Основные положения теории геохимического ландшафта не утратили актуальности до настоящего времени, более того, они углублены и дополнены последующими фундаментальными исследованиями А.И.Перельмана, М.А.Глазовской, А.П.Виноградова, В.В.Добровольского, Е.Н.Борисенко, В.О.Таргульяна, Ю.Е.Саета и многих других отечественных ученых.

В последние десятилетия с возникновением экологических проблем, вызванных загрязнением ландшафтной оболочки, геохимические исследования актуализировались. В недрах классической геохимии появились прикладные направления по изучению миграции химических элементов в биосфере под воздействием антропогенного фактора. К их числу следует отнести известные работы таких ученых как В.А.Алексеев, Г.А.Богдановский, В.В.Добровольский, Ю.Е.Сает и других [3], [5], [6], [7]. Однако, дав крен в сторону экологии, геохимия осталась наукой о химических процессах, экологические последствия которых для биологических субъектов не входят в область ее компетенции.

Наряду с геохимическим направлением в науке активно развивалось и развивается биохимическое, предметом исследований которого является химический состав живого вещества и происходящие в нем процессы. Благодаря работам А.П.Виноградова [8], В.В.Добровольского [9], В.В.Ковальского [10], В.А.Ковды [11] и др. биохимические исследования стали неотъемлемой частью экологии в широком смысле слова как науки о среде обитания биома в целом.

В последние десятилетия между рассмотренными выше экологическими направлениями химии (геохимией и биохимией) стала проявляться тенденция к сближению, благодаря чему сформировались основы биогеохимии - науки, предметом которой являются процессы химического взаимодействия живых организмов со средой обитания, в том числе биофизиологические и биопопуляционные последствия химических флуктуаций,

связанных с деятельностью человека. В 1996 г. академиком Л.А.Федоровым, идейным лидером экологического движения «Союз за химическую безопасность», было предложено название этому новому направлению – хемозкология [12].

В рамках хемозкологических исследований предполагается решение задач, направленных на изучение и регулирование химического состава биосферы и ее территориальных участков, в том числе:

- химическое портретирование территорий – стационарное изучение естественного химического состава природных компонентов, химико-структурной организации и процессов, происходящих в биосфере или в ее части;
- хемомониторинг – контроль изменений химического состава природных компонентов, происходящих под влиянием химической деятельности человека. Изучение последствий и механизма воздействия химических деформаций природной среды на биоту и человека в том числе;
- разработка способов нейтрализации и предотвращения развития негативных экологических последствий, обусловленных химическим загрязнением.

Приуроченность хемозкологических исследований к биосфере и их территориальность обусловили тесную связь хемозкологии и ландшафтоведения. По сути, у них один объект исследования – ландшафтная оболочка (в трактовке В.И.Вернадского – биосфера). Исходя из того, что ландшафтоведение есть наука о ландшафтах - относительно однородных территориальных участках ландшафтной оболочки, контакт хемозкологии с ландшафтоведением позволяет структурировать объект исследования, расчленив его на части, относительно однородные в биогеохимическом отношении. Это упрощает изучение хемозкологических процессов и обеспечивает территориальную репрезентативность результатов исследования.

1.2. ОБЪЕКТ, ПРЕДМЕТ, МЕТОДИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ

Формирование ландшафтной хемозкологии как научного направления обусловлено характерной чертой современной науки - интеграцией классических отраслей знания с образованием новых междисциплинарных направлений, позволяющих изучать известные объекты методами, ранее к ним не применявшимися. Ландшафтная хемозкология возникла на стыке гео- и биохимии,

экологии, ландшафтоведения. Объектом ее исследования являются ландшафты - территориальные природные системы, в числе основных свойств которых однородность состава, структуры и миграции химических элементов. Применительно к данному объекту хемозкология имеет свой предмет исследования – химический состав ландшафтообразующих компонентов, химические процессы, протекающие в ландшафте. Важнейшая ее задача – оценка экологической роли химических элементов, выявление допустимых для нормальной жизнедеятельности биотических компонентов пределов варьирования их концентраций в ландшафтах. Теория ландшафтной хемозкологии базируется на аксиомах, сформулированных в начале прошлого века В.И.Вернадским (1926), апробированных и дополненных трудами отечественных ученых-геохимиков: А.И.Перельмана, М.А.Глазговской, В.А.Алексеевко и многих других. Суть аксиом сводится к нижеследующим положениям:

- все* есть во всем (* под словом «все» имеются в виду все химические элементы);
- химические процессы в ландшафтной сфере протекают при участии живого вещества или в преобразованной им среде;
- относительная стабильность химического состава среды обитания является важнейшим условием сохранения биологического потенциала планеты.

Собственного методического аппарата у ландшафтной хемозкологии нет. Поскольку она сформировалась на стыке классических наук – химии, экологии, ландшафтоведения - в хемозкологических исследованиях используются методы, заимствованные у перечисленных наук-прародительниц. Предметом хемозкологических исследований являются экологические последствия флуктуаций химического состава вещества биосферы, поэтому базовыми являются методы аналитической химии. В последние десятилетия, благодаря росту приборооснащенности, появлению новых высокоточных приборов, хемозкологические исследования существенно упростились.

В числе наиболее распространенных современных химико-аналитических методов экологии – масс-спектральный, спектрофлуорометрический, атомно-абсорбционный, атомно-эмиссионный и другие [13-16]. Перечисленные аналитические методы хемозкологических исследований, основы организации полевых наблюдений, методики отбора и подготовки проб детально

изложены в специальных руководствах, с которыми предстоит познакомиться в ходе выполнения практических работ.

Контрольные вопросы

1. *Чем хемозология отличается от геохимии?*
2. *Почему для хемозологических исследований наиболее удобен ландшафтный подход?*
3. *Что такое “геохимический ландшафт”, чем он отличается от ландшафта в классическом понимании?*
4. *Сформулировать 3 основные хемозологические аксиомы.*
5. *Что является объектом хемозологии?*
6. *Что является предметом хемозологии?*
7. *Перечислить основные задачи хемозологических исследований.*

2. ОБЩИЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ ХИМИЧЕСКОЙ ОРГАНИЗАЦИИ ЛАНДШАФТНОЙ ОБОЛОЧКИ ЗЕМЛИ

2.1. СТРУКТУРА ЛАНДШАФТНОЙ ОБОЛОЧКИ

Ландшафтная оболочка Земли является средой жизни, сферой тесного контакта ландшафтообразующих компонентов - горных пород, почв, вод, воздуха, биоты [17]. Именно здесь материальные и энергетические компоненты, активно взаимодействуя, формируют относительно однородные территориальные ячейки - ландшафты. Процесс взаимодействия компонентов, формирующих ландшафты, имеет множество аспектов: физических, биологических, химических. С позиции последних ландшафтная оболочка - громадная химическая лаборатория, в которой непрерывно протекают процессы преобразования, перемещения, запасаания, освобождения химических элементов и их соединений.

Ландшафтная оболочка структурирована в химическом отношении. Каждый из образующих ее компонентов состоит из строго определенных сочетаний химических элементов, вместе с тем, в небольшом количестве включает химические производные, формирующие основную массу других компонентов. Так, например, если речь идет о компоненте, в составе которого абсолютно преобладает азот с подчиненным содержанием кислорода и незначительной примесью некоторых других элементов, ясно, что это не что иное, как атмосфера. Если же в составе компонента преобладают кислород и водород с небольшой примесью других элементов - это вода. Химический состав ни одного из компонентов не остается постоянным на всем протяжении ландшафтной оболочки, тем не менее, природные химические флуктуации каждого ограничены определенными рамками. Колебания химического состава ландшафтообразующих компонентов происходят с небольшой амплитудой отклонений от некоторой средней величины. Благодаря огромной кропотливой работе ученых средние величины и амплитуды их колебаний определены для всех компонентов ландшафтной оболочки и для земного шара в целом.

2.2. ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ КОМПОНЕНТОВ. КЛАРКИ

Первые данные о химическом составе одного из компонентов ландшафтообразования - земной коры - были

опубликованы в конце XIX в. американским ученым Ф.У.Кларком (1847-1931). Расчеты Ф.У.Кларка были весьма ориентировочными и далеко не полными, поэтому на протяжении полувека уточнялись и дополнялись российскими учеными: В.И.Вернадским, А.Е.Ферсманом, Б.Б.Полыновым и др. В 1923 г. по предложению А.Е.Ферсмана среднее содержание элемента в земном субстрате назвали *кларком*. Автор термина определил его как *относительное количество атомов данного элемента в данном космическом теле или в его части* [18]. Кларк характеризует распространенность, среднее содержание элементов в составе вещества и является, с точки зрения А.И.Ферсмана, одной из основополагающих констант мира. Количественные значения кларка принято обозначать массовыми процентами (%), единицами веса (г/т, мг/кг), весовыми процентами (в.%) или миллионными долями (млн⁻¹). Соотношение единиц следующее: 1 мг/кг = 1 г/т = 10⁻⁴ % = 10⁻³ в.% = 1 млн⁻¹.

В условиях ландшафтной сферы кларк является функцией времени и места, то есть изменяется во времени и в пространстве. Региональные величины кларков меняются в зависимости от местных природных условий, отражая своеобразие химических процессов, протекающих в ландшафтной сфере. По этому поводу академик В.И.Вернадский писал: «...числа кларков не случайны, они дают нам в руки могучее средство.. идти глубоко в понимании закономерностей строения планеты ... Таблица кларков выражает очень основное свойство вещества планеты, всех ее сложнейших, химических, атомных изменений - дает понятие о равновесиях атомов закономерных для земной коры...» [1, с.18]. Для выявления закономерностей введено понятие *регионального кларка*, характеризующего среднее содержание химических элементов в компонентах среды отдельных регионов. С понятием регионального кларка связано представление о функциональной роли химических элементов в ландшафтной сфере, которое реализуется через их классификацию по представленности и роли в среде обитания. По этим показателям выделены категории типоморфных, рассеянных и редких элементов.

Типоморфными называют химические элементы, определяющие хеомэкологическую специфику определенных ландшафтов. Например, в таежных ландшафтах к числу типоморфных элементов относится *H*, определяющий кислотные свойства типичных зональных почв. Однако на кислом зональном фоне в местах распространения карбонатных пород встречаются почвы менее кислые и даже с нейтральной реакцией среды -

типоморфным элементом в них является *Ca*. Типоморфными обычно являются наиболее распространенные в земных условиях элементы (табл.2.1).

Таблица 2.1

Среднее относительное содержание (кларки) химических элементов в земном шаре [18], %

Расчетные значения кларков химических элементов					
Железо	37,04	Кальций	1,38	Марганец	0,18
Кислород	28,56	Алюминий	1,32	Калий	0,15
Кремний	14,47	Сера	1,14	Углерод	0,13
Магний	11,03	Натрий	0,52	Фосфор	0,12
Никель	2,96	Хром	0,26	Прочие	0,74

Из приведенных в табл. 2.1 данных видно, что для Земли как планетарного тела типоморфными являются 4 элемента - *Fe*, *O*, *Si* и *Mg*. На порядок ниже по сравнению с ними концентрации еще 10 химических элементов. Эти элементы являются типоморфными для отдельных участков Земли. Крайне незначительную долю составляют прочие элементы, названные *редкими* за ничтожные кларки. Будучи представленными в целом для Земли незначительными количествами, некоторые из редких элементов, тем не менее, могут в определенных природных условиях формировать очаги повышенной концентрации. В этом случае из категории «редких» они переходят в категорию «типоморфных». Данная особенность обусловлена не только условиями среды, но также миграционными особенностями самих элементов или их соединений. Наибольшую склонность к изменению миграционной активности, к концентрированию в определенных условиях проявляют тяжелые металлы – элементы с атомной массой свыше 50 единиц – *Ni*, *Co*, *Cr*, *Mn*, *Zn*, *Cu*, *Pb* и др. В земной коре и в ландшафтной сфере они формируют геохимические аномалии - очаги обогащения в виде рудных месторождений полезных ископаемых.

Однако не все редкие элементы обладают свойствами, позволяющими им концентрироваться в среде. *Редкие элементы, не проявляющие в силу своих химических особенностей склонности к концентрированию в земных условиях и не формирующие очагов*

обогащения, называют рассеянными [19]. К таковым относятся *Cd, Sc, Ga, Yn, Tl, Ge, Hg, V, Se, Te, Re, Rb*.

В настоящее время значения кларков рассчитаны не только для Земли в целом или для ее верхней оболочки – земной коры, но и для всех ландшафтообразующих компонентов. В каждом компоненте выделены типоморфные, редкие и рассеянные группы химических элементов. Так, например, атмосферный компонент содержит наибольшее по сравнению с прочими ландшафтообразующими компонентами количество *N* (табл.2.2), который является здесь типоморфным элементом. Наряду с *N* в атмосфере в значительном, но все же меньшем, чем, например, в гидросфере, количестве присутствует *O₂*, *C* и инертные газы. Прочие химические элементы и их соединения представлены только на региональном уровне, обычно в виде рассеянных примесей-загрязнителей.

Таблица 2.2

Химический состав чистого сухого воздуха атмосферы [7], %

Элемент, газ	Объем	Вес	Элемент, газ	Объем	Вес
Азот	78,09	75,60	Неон	0,0018	0,0012
Кислород	20,95	23,10	Водород	0,00005	-
Аргон	0,9325	1,286	Криптон	0,000108	0,0003
CO ₂	0,03	0,046	Ксенон	0,000008	0,00004
Гелий	0,0005	0,0001	Озон	0,000001	-

Все химические составляющие атмосферы по их участию в формировании химического состава этого компонента ландшафтной оболочки делят на 3 группы: постоянные, переменные и случайные [7]. В первую группу - постоянные элементы – входят *N*, *O₂* и инертные газы. Их концентрация в воздухе практически не зависит от региональной принадлежности ландшафта. Вторая группа - переменные элементы – включает *C* (в форме *CO₂*) и *H* (в виде водяного пара). Концентрации этих элементов существенно колеблются на региональном уровне. К третьей группе относятся химические элементы-загрязнители, периодически поступающие в воздушную среду с природной минеральной пылью и атмосферными выбросами хозяйственных объектов.

Группы элементов можно выделить и в водном компоненте ландшафтной сферы, однако химический спектр второй и третьей групп здесь значительно шире, чем у атмосферных аналогов. Постоянными составляющими водного компонента являются два элемента: *O* и *H*. Их соединение – H_2O - дистиллированная вода. В природных условиях такой воды не бывает. Природные воды содержат примеси множества химических элементов и, в первую очередь, *Cl* и *Na* (табл.2.3). Эти элементы в разных количествах всегда присутствуют в природных водах. На порядок ниже содержание в гидросфере прочих химических элементов-примесей (табл.2.3).

Таблица 2.3
Средний химический состав гидросферы Земли [18], %

Содержание химических элементов			
Кислород	85,45	Сера	0,09
Водород	10,63	Кальций	0,05
Хлор	2,06	Калий	0,04
Натрий	1,14	Бром	0,015
Азот	0,37	Углерод	0,0025
Магний	0,14	Прочие	0,05

В составе литогенного компонента ландшафтной оболочки преобладают семь элементов: O_2 - 47; *Si* - 29,5; *Al* - 8,05 ; *Fe* - 4,65 ; *Na*, *K* и *Mg* (в совокупности) - 9,83 %. В совокупности они составляют основу - 99,03 % - косной материи ландшафтной сферы. На остальные химические элементы приходится всего 0,97 % ее массы [18].

Почвенный субстрат отличается от литосферного преобладанием двух химических составляющих - O_2 (49,5 %) и *Si* (25,7 %), наряду с которыми в значительных концентрациях представлены *Al*, *Fe*, *Ca*, *K*, *Mg*, *H*, *S* и в меньшей степени - прочие (табл.2.4). Перечисленные элементы составляют постоянную основу минерального субстрата почв и объединяются в группу под названием «макроэлементы». Содержание прочих химических элементов составляет доли процента. Элементы с содержанием, измеряемым десятками долями процента, выделяются в группу мезоэлементов (*Na*, *Ti*, *Mn*, *P*, *S*); с содержанием менее 0,1 % - в группу микроэлементов (табл.2.4).

Таблица 2.4

Химический состав почвенно-биотических компонентов ландшафтной сферы [3; 7]

Элемент	Почвы		Растения, мг/кг		Животные, мг/кг	
	%	Мг/кг	Морские	Наземные	Морские	Наземные
1	2	3	4	5	6	7
Макроэлементы						
Кислород	49,5	495000	470000	410000	400000	186000
Кремний	25,7	257000	20000	5000	1000	6000
Алюминий	7,5	75000	60*	0,5-400	15	4-100
Железо	4,7	47000	700	140	400	160
Кальций	3,4	34000	10000	18000	<2000	<200000
Калий	2,4	24000	52000	14000	30000	7400
Магний	2,0	20000	5200	3200	5000	1000
Водород	1,0	10000	41000	55000	52000	70000
Углерод	1,0	10000	345000	454000	400000	465000
Азот	1,0-0,1	<10000	15000	30000	75000	10000
Мезоэлементы						
Натрий	0,63	6300	33000	1200	48000	4000
Титан	0,5	5000	12-80	1	0,2-2	0,2
Сера	0,1	1000	12000	3400	19000	5000
Марганец	0,085	850	53	630	1-60	0,2
Фосфор	0,08	800	3500	2300	18000	44000

Продолжение табл. 2.4

1	2	3	4	5	6	7
Микроэлементы						
<i>Хлор</i>	<i><0,1</i>	<i><1000</i>	<i>4700</i>	<i>2000</i>	<i>90000</i>	<i>2800</i>
<i>Барий</i>	<i>0,05</i>	<i>500</i>	<i>30</i>	<i>14</i>	<i>0,2-30</i>	<i>0,75</i>
<i>Стронций</i>	<i>0,03</i>	<i>300</i>	<i>260-1400</i>	<i>26</i>	<i>20-500</i>	<i>14</i>
<i>Фтор</i>	<i>0,02</i>	<i>200</i>	<i>4,5</i>	<i>0,05-40</i>	<i>2</i>	<i>150-500</i>
<i>Хром</i>	<i>0,02</i>	<i>200</i>	<i>1</i>	<i>0,23</i>	<i>0,2-1</i>	<i>0,075</i>
<i>Ванадий</i>	<i>0,01</i>	<i>100</i>	<i>2</i>	<i>1,6</i>	<i>0,14-2</i>	<i>0,15</i>
<i>Цинк</i>	<i>0,005</i>	<i>50</i>	<i>150</i>	<i>100</i>	<i>6-1500</i>	<i>160</i>
<i>Никель</i>	<i>0,004</i>	<i>40</i>	<i>3</i>	<i>3</i>	<i>0,4-25</i>	<i>0,8</i>
<i>Литий</i>	<i>0,003</i>	<i>30</i>	<i>5</i>	<i>0,1</i>	<i>1</i>	<i>0,02</i>
<i>Медь</i>	<i>0,002</i>	<i>20</i>	<i>10</i>	<i>14</i>	<i>50</i>	<i>2,4</i>
<i>Свинец</i>	<i>0,001</i>	<i>10</i>	<i>8,4</i>	<i>2,7</i>	<i>0,5</i>	<i>2</i>
<i>Бор</i>	<i>0,001</i>	<i>10</i>	<i>120</i>	<i>50</i>	<i>20-50</i>	<i>0,5</i>
<i>Олово</i>	<i>0,001</i>	<i>10</i>	<i>1</i>	<i>0,3</i>	<i>2-20</i>	<i><0,15</i>
<i>Кобальт</i>	<i>0,0008</i>	<i>8</i>	<i>0,7</i>	<i>0,5</i>	<i>0,5-5</i>	<i>0,03</i>
<i>Бром</i>	<i>0,0005</i>	<i>5</i>	<i>740</i>	<i>15</i>	<i>6-1000</i>	<i>6</i>
<i>Йод</i>	<i>0,0005</i>	<i>5</i>	<i>30-1500</i>	<i>0,42</i>	<i>1-150</i>	<i>0,43</i>
<i>Мышьяк</i>	<i>0,0005</i>	<i>5</i>	<i>30</i>	<i>0,2</i>	<i>0,005-0,3</i>	<i><0,2</i>
<i>Молибден</i>	<i>0,0003</i>	<i>3</i>	<i>0,45</i>	<i>0,9</i>	<i>0,6-2,5</i>	<i>0,2</i>
<i>Кадмий</i>	<i>0,00005</i>	<i>0,5</i>	<i>0,4</i>	<i>6</i>	<i>1,5-30</i>	<i>5</i>
<i>Прочие</i>	<i><0,00001</i>	<i><0,1</i>	<i><0,1</i>	<i><0,1</i>	<i><0,1</i>	<i><0,1</i>

Примечание:

*- курсивом выделены микроэлементы

Химический состав живого вещества сходен с почвенным субстратом по спектру представленных в нем макро-, мезо- и микроэлементов, однако количественные пропорции химических элементов в биосубстратах существенно отличаются от косной и биокосной материи (табл.2.4). В составе живого вещества преобладают O_2 , C и H . Немногим более 1 % составляют в совокупности Ca , K , N и Si . Прочие химические элементы представлены в микроскопических количествах (см.табл.2.4). К категории «живое вещество» относится и человек, три четверти массы которого составляют O_2 и H . Немецкий физиолог Э.Дюбуа-Реймон назвал человека «одушевленной водой» [20]. Помимо O_2 и H еще 5 элементов - C , N , P , Ca и S - входят в структуру живых тканей в значительных концентрациях, в связи с чем эти элементы названы *биофильными*. Они формируют белковую молекулу, составляя 97,4 % биомассы человека. Оставшиеся 2,6 % массы сформированы из мезо- и микроэлементов. Необходимость большей части микроэлементов в строго ограниченных количествах для нормальной жизнедеятельности человека доказана современной наукой [6; 8; 20 и др.]. Известно также, что все необходимое для жизнедеятельности организмы получают из среды обитания, поэтому концентрация химических элементов в живом веществе пропорциональна их содержанию в среде обитания.

Контрольные вопросы

- 1. Какие компоненты называют ландшафтообразующими?*
- 2. Что такое “кларк”? В каких единицах он выражается?*
- 3. Раскрыть понятие «типomorphicный элемент».*
- 4. Какие химические элементы являются типomorphicными для Земли в целом? Для компонентов ландшафтной оболочки?*
- 5. Сформулировать понятие “группа постоянных элементов”.*
- 6. Перечислить элементы, образующие группы “постоянных элементов” в компонентах ландшафтообразования..*
- 7. Какие химические элементы входят в состав белковой молекулы?*

3. ЭТАПЫ ФОРМИРОВАНИЯ ХЕМОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ СТРУКТУРЫ ЛАНДШАФТНОЙ ОБОЛОЧКИ

Планетарный возраст Земли исчисляется миллиардами лет. О столь отдаленных во времени особенностях состояния и развития планеты наука пока не может судить достоверно, поэтому географы соотносят начало ландшафтообразования с возрастом наиболее древних кристаллических пород литосферы - 3,8 млрд. лет [21]. Примерно такими же временными рамками определен период становления и развития ландшафтной оболочки. В хемотропическом плане он распадается на 3 этапа: добиогенный, биогенный и антропогенный.

3.1. ДОБИОГЕННЫЙ ЭТАП

Принято считать, что добиогенный этап формирования ландшафтной оболочки начался с возникновением литосферы и окончился около 570 млн. лет тому назад [22]. Добиогенным он назван условно, поскольку до настоящего времени наука не решила, что древнее - абиогенная материя или жизнь. Принято считать, что ведущей роли в формировании земных ландшафтов живое вещество на протяжении данного этапа не играло. Все особенности контактной сферы планетарного тела (первичной ландшафтной оболочки) с окружающим космическим пространством определялись структурой и химическим составом абиогенных компонентов. Земная атмосфера имела азотно-аммиачный состав. В ней преобладали N и его производные, а также некоторые газы - Cl , сероводород и др. Такие составляющие, как водяной пар и CO_2 , присутствовали в виде незначительных примесей. Свободного кислорода не было. По этой причине отсутствовал озоновый экран, и губительное для жизни излучение Солнца беспрепятственно достигало поверхности Земли.

Отсутствием биогенного компонента были обусловлены основные ландшафтные особенности, в том числе, функциональные. Характерной чертой этапа является активное развитие восстановительных химических процессов, в результате которых происходило обогащение коры выветривания соединениями железа и других металлов. Примерно 3 млрд. лет назад, предположительно в недрах коры выветривания, в первичном океане, возникли (по другой версии – были занесены из

космоса) первичные формы жизни в виде простейших бактериальных и вирусоподобных организмов [23].

Эволюция органической жизни протекала крайне медленно, главным образом, за счет автотрофных организмов. С их жизнедеятельностью связывают появление свободного O_2 в атмосфере Земли. С позиций классической экологии O_2 поступал в ландшафтную оболочку в качестве продукта жизнедеятельности архаичных организмов, будучи их токсичным отбросом. Длительное время биогенный O_2 не обогащал атмосферу, поскольку нейтрализовался корой выветривания, вступая в устойчивые связи с насыщающими ее металлами. Архаичные организмы, способные к фотосинтезу, доминировали в составе живого вещества ландшафтной сферы до тех пор, пока содержание основного побочного продукта их активности – O_2 – в составе земной атмосферы не достигло 1 % и не стало для них губительным.

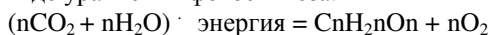
Изменения газового состава воздушной среды, повлекшие за собой преобразование химического состава верхнего слоя литосферы и деформацию хемозекологической ситуации на поверхности Земли в целом, оказались благоприятными для развития более высокоорганизованных форм живой материи. Около 1 млрд. лет назад произошло видовое обновление биома [23]. Началось формирование озонового экрана Земли, позволившего органическому миру совершить крупный эволюционный скачок, в результате которого на поверхности Земли появились высшие формы живых организмов, а ландшафтная оболочка вступила в биогенный этап развития.

3.2. ОСОБЕННОСТИ БИОГЕННОГО ЭТАПА

Биогенный этап начался примерно 570 млн. лет назад с выходом биоты на планетарный уровень в качестве ландшафтообразующего фактора, что ознаменовалось событием глобальной важности – запуском механизмов биогеохимических круговоротов атомов, происходящих в результате постоянного взаимодействия живых и косных составляющих ландшафтной оболочки. Роль живого вещества как фактора формирования химического состава ландшафтной оболочки Земли всесторонне рассмотрена в трудах В.И.Вернадского, его учеников и последователей, сформулировавших «закон биогенной миграции атомов» [24]. Согласно этому закону биота непрерывно поглощает химические вещества, необходимые для развития и

воспроизводства живых организмов, преобразует их и выбрасывает в ландшафтную сферу сложные продукты метаболизма, которые расщепляются до простых минеральных производных, вновь поглощаемых и преобразуемых живым веществом.

Существование биогеохимических круговоротов поддерживает относительную стабильность химического состава ландшафтной оболочки, обеспечивая тем самым необходимые условия для сохранения сложившегося в ней биологического равновесия. Принято различать три основных типа биогеохимических круговоротов: газообразный, водный и осадочный [23]. В совокупности они производят грандиозные химические преобразования в ландшафтной оболочке, определяют биогенность компонентов ландшафтообразования. Так, современная атмосфера – результат сбалансированности фотосинтеза и деструкции биома, которые упрощенно могут быть представлены в виде уравнения фотосинтеза:



Приведенное выражение верно при прочтении его как в прямой, так и в обратной последовательности, однако следует иметь в виду, что процесс фотосинтеза в действительности значительно сложнее. Производя органическую массу, биом использует не только простейшие ингредиенты, представленные в левой части уравнения, но множество других неорганических производных, поэтому биогенна не только атмосфера, но и прочие компоненты ландшафтообразования. Так, химический состав гидросферы является производным от состава атмосферы, характера биодеструкционных и эвапотранспирационных процессов, определяющих биогенность гидрокомпонента. Даже наиболее инертный литогенный компонент ландшафтной оболочки и все «...бытие земной коры... в своих существенных, с геохимической точки зрения, чертах обусловлено жизнью» [24, с. 24]. Благодаря деятельности живого вещества в структуре ландшафтной оболочки наряду с живыми и косными компонентами появился промежуточный биокосный компонент - почва. Биогенный фактор регулирует выветривание горных пород, межкомпонентную миграцию и аккумуляцию химических элементов. Академик А.И.Перельман назвал растительность насосом, перекачивающим химические элементы из нижних горизонтов ландшафта в верхние, и выделил три основных аспекта геохимической деятельности живых организмов [19]:

- образование органогенных пород;

- биогенная миграция химических элементов;
- химическое структурирование ландшафтной оболочки.

Благодаря территориальной дифференциации биома, обусловленной неоднородным распределением тепла и влаги на поверхности Земли, перечисленные группы биогеохимических процессов развиваются неодинаково в различных условиях. Они дифференцированы в рамках природной зональности. В каждой зоне роль биоты как хемозекологического фактора имеет свою специфику, поскольку хемозекологические процессы скорректированы видовым составом и биохимической активностью растительного покрова. Последняя пропорциональна интенсивности биопродукционного процесса, поэтому, *чем выше продуктивность биомассы, тем активнее проявляется ее хемозекологическая роль*. Известно закономерное нарастание интенсивности продукционного процесса от полярных широт к экваториальным, соответственно возрастает интенсивность биогеохимических процессов (ИБП), выраженная через объем химических элементов, вовлекаемых и преобразуемых в биологическом круговороте на единице площади за единицу времени (табл.3.1).

Таблица 3.1
Биогеохимические параметры ландшафтных зон

Ландшафтная зона	Средние зональные показатели		
	Продуктивность, ц/га в год [25]	Зольность, % [19]	ИБП, ц/га в год
Арктическая	< 10	2	<0,2
Тундровая	10-12	1,5-2	0,24
Таежная	40-80	1,5-2,7	2,0
Широколиственно-лесная	120-130	3,7-5	4,4-6,5
Степная	90-120	3,6-7	3,2-8,4
Полупустынь и пустынь	10-12	10-55	1,2-6,6
Субтропическая	350-500	2,5-5	7,5-25

В арктической зоне биомасса незначительна, столь же не существенна и ее роль в геохимических и в хемозекологических процессах. По классификации А.И.Перельмана (1975) здесь преобладают примитивно-пустынные геохимические ландшафты,

рассматриваемые с позиций классического ландшафтоведения как ландшафты абиогенные. Продуктивность фитомассы в максимальном выражении не более 10 ц/га в год. Под влиянием низких температур, оказывающих консервирующее воздействие на миграцию вещества, ландшафты в целом характеризуются преобладанием аккумулятивных процессов над деструктивными, поэтому при равном объеме поступления химических элементов накапливают их в наибольших концентрациях по сравнению с ландшафтами более южных зон, в которых активно развиваются деструкционные биогеохимические процессы.

Тундровые ландшафты по сравнению с ландшафтами арктической зоны обладают большей биомассой, однако продолжительность периода активной вегетации, то есть периода химической деятельности биоты, здесь остается короткой. Это определяет замедленность и волнообразный характер биогеохимического круговорота. Зимой при отрицательном радиационном балансе и низких температурах биогеохимические процессы затухают. В летний период за счет продолжительного дня они достигают максимальных значений, уравнивая в биогеохимическом отношении тундровые и расположенные к югу от них таежные ландшафты.

Коротким вегетационным периодом и замедленностью биогеохимического круговорота обусловлены все основные хемозоологические особенности тундровых ландшафтов: слабо разлагающийся растительный опад формирует в них органический горизонт в виде мощной подстилки, насыщенной кремнеземом и полуторными окислами. Биохимическая специфика тундровой растительности, по данным А.И.Перельмана (1975), обусловлена низкой насыщенностью фитомассы элементами из группы водных мигрантов - в золе преобладают кремнезем (в виде SiO_2) и сульфаты. Зольность тундровых растений в общей массе невысока - 1,5-2 %. Исходя из того, что зольность является параметром фитомассы, характеризующим интенсивность накопления в ней минеральных элементов в процессе роста и развития, можно рассматривать ее как индикатор биогеохимической активности растительного покрова. При равной зольности биогеохимические процессы будут протекать тем активнее, чем выше продуктивность фитомассы.

Средняя годовая продуктивность растительного покрова тундровых ландшафтов около 10-12 ц/га, поэтому с учетом известной зольности фитомассы - 1,5-2 % - ИБП в большинстве

случаев не превышает 0,24 ц/га в год, что составляет всего 0,9 % усредненного максимального значения ИБП, равного 25 ц/га в год (ИБП_{max}).

В зоне тайги сезонность биогеохимических процессов выражена не менее ярко, чем в тундре. Однако биогеохимический круговорот протекает здесь значительно интенсивнее за счет удлинения периода вегетации и увеличения продуктивности растительного покрова до 40-80 ц/га в год. Зольность типичной таежной фитомассы незначительно превышает зольность тундровой растительности и составляет 1,5-2,7 %. При указанных значениях зольности и продуктивности ИБП в таежных ландшафтах не превышает 2 ц/га в год (около 8 % ИБП_{max}). Это означает, что биогенный компонент типичного таежного ландшафта ежегодно осваивает на порядок больший, по сравнению с тундровым ландшафтом, объем минерального субстрата, отторгая из него и преобразуя, в пересчете на 1 га площади, около 200 кг химических элементов.

Наукой установлена видовая избирательность растительности по отношению к химическим элементам, в связи с чем процесс их поглощения органическим веществом имеет зональные черты. В каждой ландшафтной зоне биогеохимически активны (типоморфны) разные группы элементов. Именно они определяют своеобразие развития ландшафтов зонального уровня. В таежной зоне к числу типоморфных элементов относятся *H*, *Fe*, *Si*, *Al*, фрагментарно – *Ca* [19]. Активность перечисленных элементов, особенно *H* и *Al*, в сочетании со сложившимся в тайге азотным типом химизма ($N > Ca$) ведет к насыщению биосубстратов органическими кислотами и формирует характерную особенность таежных ландшафтов – кислую почвенную среду (рН 3,5-6,0). Энергичное выщелачивание химических элементов из почвенного субстрата, обусловленное повышенной кислотностью, сочетается с активным биопоглощением катионогенных элементов, подвижных в кислых средах – *Cu*, *Zn*, *Cd*, *Ca* и других. Своеобразие физико-химических условий почвенного субстрата, является предпосылкой накопления в нем *Fe*, *Mn*, *Al*, *S*, *P*, в меньшей степени – *K*, *Mg* и др. элементов. Химические элементы из группы металлов формируют сложные комплексы с органическим веществом – хелаты – устойчивые в зональных условиях, поэтому тайга с точки зрения хемозоологических особенностей является зоной активного накопления металлов в почвах в виде комплексных металлоорганических соединений. Причем, данный процесс

дифференцирован по почвенному профилю. Наибольшая интенсивность накопления химических элементов характерна для верхней его части, насыщенной органическим веществом, особенно для подстилки, формирующейся на почве в результате сезонного опада органики. По данным А.Г.Исаченко (1991) растительность типичного таежного ландшафта, поглощая ежегодно около 200 кг/га химических элементов из почвы, 80-150 кг возвращает с опадом. В результате слабого разложения органического вещества в таежных ландшафтах накапливается мощная подстилка, содержащая 2-4 т/га минеральных элементов [26].

Широколиственно-лесная зона в биогеохимическом отношении отличается от тайги, в первую очередь, благодаря тому, что типоморфным элементом в ее ландшафтах является преимущественно *Ca*, а не *H* и *Fe*, как в тайге. В биогеохимических процессах *Ca* нейтрализует органические кислоты и производит подщелачивание почвенной среды до нейтрального или щелочного уровня, при котором утрачивают подвижность катионогенные химические элементы – *Sr, Ba, Cu, Zn, Cd, Ra*. Они не выносятся за пределы ландшафтов, мигрируя только в пределах биогеохимического круговорота.

Зольность фитомассы широколиственных лесов выше, чем таежных, составляет в среднем 3,7-5 %. В золе преобладают *Ca, K, Si, P, Mg, V, Mo*. Очень незначительна, по сравнению с золой таежной растительности, концентрация *Fe* и *Mn*. Верхние горизонты почв насыщены биогенными мезо- (*S, P, N, K*) и микроэлементами (*B, Ni, As, Ge* и др.).

Интенсивность биогеохимических процессов в немалой степени зависит от условий увлажнения, сбалансированность которого в рассматриваемых условиях определяет высокую фитопродуктивность ландшафтов. Средняя зональная фитопродуктивность широколиственных лесов составляет 120-130 ц/га в год, ИБП - 4,4-6,5 ц/га в год (26 % ИБП_{max}), то есть в 3 раза выше, чем в тайге, однако подстилочный горизонт, по сравнению с таежными лесами, здесь менее мощный, его масса колеблется от 100 до 200 ц/га [26]. Опад относительно быстро разлагается и минерализуется, поэтому аккумуляция минеральных элементов в подстилке обычно не превышает 1 т/га, то есть в 2-4 раза ниже, чем в тайге. Эта особенность определяет хемозоэкологическое своеобразие зональных ландшафтов. Для них характерен своеобразный тип накопления химических элементов с

относительно пропорциональным их распределением по ландшафтным горизонтам.

Ландшафты *тропических и субтропических зон* развиваются в условиях высокой тепло- и влагообеспеченности на протяжении всего года, поэтому их продуктивность значительно выше, чем у ландшафтов лесных зон умеренного пояса. Средние значения продуктивности растительной массы составляют 350-500 ц/га в год [25]. Зольность фитомассы, тем не менее, остается на уровне широколиственно-лесной зоны – 2,5-5 %, однако ИБП в связи с высокой продуктивностью достигает 7,5-25 ц/га в год (30-100 % ИБП_{max}).

Важнейшей особенностью лесных тропических и субтропических ландшафтов является интенсивный биологический круговорот, являющийся следствием активного нарастания и не менее активного разложения фитомассы. Эти процессы сбалансированы настолько, что рассматриваемые ландшафты лишены подстилки – основного субстрата биогенной аккумуляции химических элементов. Вследствие быстро протекающей минерализации опада освобождающиеся химические элементы тут же вновь поглощаются растительностью, поэтому, будучи вовлеченными однажды в биохимический круговорот, они имеют мало шансов выйти из него.

Наиболее активные участники биологического круговорота в рассматриваемых ландшафтах – *Si* и *Ca*. Будучи преимущественно водными мигрантами, эти элементы очень подвижны в сложившихся условиях и распространены на всех биологических уровнях. По данным А.И.Перельмана (1975) ведущую роль в хемозеологических процессах играет SiO_2 , концентрация которого в зольном остатке фитомассы превышает 50 %, а в некоторых видах растений, например в золе бамбука, может составлять 90 %. В этой связи лесные ландшафты тропиков и субтропиков относят к кремниевому типу химизма [19]. Кремнезем накапливается в зеленой массе растений, вызывая ее “окремнение” – характерную для тропических и субтропических растений жестколистность. Поверхностные и почвенные воды имеют кислую реакцию и высокую геохимическую активность, поэтому вымывают из ландшафта *N*, *P*, *K*, *Ca*, *Mg*, *Na*, *Cl*, *S* и др. подвижные элементы, переводя их в разряд дефицитных. Содержание *Ca* в ландшафтообразующих субстратах обычно не превышает 0,1 % (кларк 3 %) [19]. Недостаток подвижных элементов, особенно *Na* и *Ca*, отражается на морфо-физиологических особенностях

теплокровных организмов, реагирующих на него уменьшением размеров и снижением физической активности.

Вследствие вымывания подвижных элементов ландшафт обогащается инертными элементами, в первую очередь, *Fe* и *Al*, концентрирующимися в почвах. Насыщенность почвенного субстрата окисными формами *Fe* придает ему характерную красную, оранжевую или желтую окраску. Низкое содержание органического вещества, агрессивность почвенных вод по отношению к минеральным агентам почвообразования предопределяют низкую поглотительную способность почвенного субстрата, следствием чего является пониженная устойчивость ландшафтов к химическому воздействию.

Субаридная и аридная зоны (степи, полупустыни, пустыни) в биогеохимическом отношении относятся к *Ca-Na* классу [19]. Функциональное своеобразие растительного покрова обусловлено здесь наиболее интенсивным, в сравнении с другими зонами, наращиванием фитомассы в нижнем, педо-литогенном, горизонте ландшафтов. Соотношение наземной и подземной фитомассы в продукционный период составляет 1:5. Корневые системы растительности аридных ландшафтов проникают вглубь на десятки метров, вовлекая в биологический круговорот громадное количество химических элементов - зольность фитомассы колеблется в пределах от 10 до 55 %. Столь значительная зольность определяет высокую химическую активность фитомассы, поэтому интенсивность биогеохимических процессов высока, не уступает широколиственно-лесным ландшафтам.

По сравнению с гумидными зонами растительность аридных зон слабо концентрирует *Fe* и *Al*. Типоморфные элементы образуют 2 группы: субаридную (степи) – $N > Mg > Ca, S > Ba$; аридную (пустыни и полупустыни) – $Na > Ca > Cl > S$ [19]. Характерный для зональных условий *Ca-Na* химизм определяет повышенную подвижность в ландшафтах анионогенных элементов (*S, Cl, B, Br, As, Cr, Se, Mo, Ge, V, U* и др.) и низкую – катионогенных (*Ca, Cu, Sr, Ba, Zn, Cd, Pb* и др.). В почвенном покрове рассматриваемых зон при наличии источников поступления перечисленных элементов происходит рассеивание первых и накопление вторых. Фоновые концентрации катионогенных элементов в растительном покрове и в верхних, органических, горизонтах почв аридных и субаридных зон обычно повышены в сравнении с кларками.

Интенсивность биогенной аккумуляции химических элементов в аридных ландшафтах превышает данный параметр ландшафтов широколиственно-лесной, субтропической и тропической зон. Значения ИБП составляют здесь 1,2-6,6 ц/га в год (4,8-26 % ИБП_{max}). Значительная доля элементов представлена активными водными мигрантами, однако недостаток влаги сдерживает выщелачивание, поэтому, несмотря на высокую интенсивность биологического круговорота, для него не характерен дефицит химических элементов, имеющий место в гумидных природных зонах.

Изложенное выше иллюстрирует важнейшую роль биоты в преобразовании первичного химического состава ландшафтной оболочки и в ее хемозокологическом структурировании на пути к антропогенному этапу. Биогеохимические процессы существенно различались и различаются в зависимости от исходных условий, однако они имеют общее магистральное направление, суть которого сформулирована академиком В.А.Алексеевко [3]. С его точки зрения важнейшим направлением хемозокологической эволюции ландшафтной оболочки на биогенном этапе ее развития было то, что все биотические процессы работали на «облегчение» химического состава ландшафтообразующих компонентов. Итогом совокупной деятельности биоты на рассмотренном этапе было изменение в химическом составе ландшафтной сферы соотношения легких и тяжелых элементов в пользу первых.

3.3. АНТРОПОГЕННЫЙ ЭТАП

Биогенный этап развития ландшафтной оболочки продолжается и в настоящее время, однако несколько тысячелетий назад он перешел в новое качество, получив название антропогенного этапа. Его начало в истории ландшафтной оболочки ознаменовалось тем, что человек вышел из состава биотических компонентов и, оформившись в существо социальное, превратился «...в геологическую силу планетарного масштаба» [1]. Сегодня деятельность человека, выраженная в количественных параметрах, подтверждает заключение В.И.Вернадского. Ежегодно для хозяйственных нужд используется свыше 10 % речного стока, перемещаются миллиарды тонн литосферного субстрата, в атмосферу выбрасываются миллионы тонн пыли и чуждых ей загрязняющих газов [23]. В результате хозяйственной деятельности, связанной с извлечением из литосферы и рассеиванием химических элементов, в ландшафтной оболочке

протекают в большинстве случаев незаметные для визуального восприятия, но крайне опасные химические деформации.

По многочисленным данным к началу третьего тысячелетия техногенная миграция химических элементов превысила объем естественной миграции на несколько порядков. Благодаря хозяйственной деятельности человека на 1 км² урбанизированной территории ежегодно выбрасывается свыше 270 т Fe; при сжигании угля на эту же единицу площади поступает Hg в 700 раз, As в 130 раз, Cd в 40 раз больше, чем в естественном состоянии [20;23]. Человек синтезировал новые химические соединения и вещества, не имеющие природных аналогов, а потому не имеющие и «противоядия» в виде естественных деструктантов. Синтетические вещества не расщепляются в ландшафтной оболочке. Они накапливаются в виде токсичного мусора, вовлекаются в биогеохимические процессы, деформируя их естественную основу.

Хозяйственная деятельность человека весьма разнообразна по характеру воздействия на ландшафтную оболочку. В современных условиях ее основу составляет энергетика, объединяющая 3 блока - топливный, гидроэнергетический и ядерный. Ведущее значение имеет первый, базирующийся на ископаемом органическом топливе (угле, нефти, газе). По сравнению с прочими отраслями промышленности топливная энергетика характеризуется наибольшим суммарным выбросом и сбросом загрязняющих веществ.

Таблица 3.2
Удельные выбросы в атмосферу при сжигании топлива, г/кВт Ч [27]

Загрязнители	Виды ископаемого топлива			
	Каменный уголь	Бурый уголь	Мазут	Природный газ
CO-CO ₂ +NO-NO ₂	21,0	3,5	2,5	1,9
SO ₂	6,0	7,7	7,4	-
Твердые частицы	1,4	2,4	0,7	0,002

По данным, приведенным М.П. Ратановой (1999) их объем составляет 26,6 % всех промышленных выбросов в атмосферу и 4,8 % общего объема сбрасываемых сточных вод [27]. В структуре выбросов преобладают «парниковые» газы и твердые частицы –

продукты неполного сгорания ископаемого топлива, представленные зольной фракцией, обогащенной редкими, рассеянными элементами и тяжелыми металлами.

Из табл.3.2 видно, что наибольший объем загрязнителей, выбрасываемых в атмосферу, приходится на сжигание угля. Уголь, используемый в качестве топлива, дает наиболее негативный экологический эффект по сравнению с другими видами топливных ресурсов. Объем загрязняющих выбросов зависит от природы сжигаемого угля, от содержания в нем серы и минеральных элементов. Наибольшей сернистостью, следовательно, наибольшим объемом выброса SO_2 , отличаются угли Кизеловского угольного бассейна [28]. В составе твердых частиц (шлаков, золы и сажи), остающихся при их сжигании, в высоких концентрациях содержатся металлы (табл.3.3.)

Таблица 3.3
Фоновое содержание микроэлементов в углях Кизеловского бассейна, мг/кг сухой массы [28]

Элемент	Содержание	Элемент	Содержание
Цирконий	107,0	Кобальт	9,0
Скандий	3,8	Никель	16,0
Титан	1480,0	Цинк	285,0
Ванадий	23,0	Галлий	16,0
Хром	12,0	Германий	2,0
Марганец	14,0	Мышьяк	8,0
Иттрий	11,0	Ниобий	9,9
Молибден	1,9	Бериллий	3,9
Цинк	0,6	Свинец	11,0

В некоторых углях присутствуют радиоактивные элементы, концентрирующиеся при сжигании в золо-шлаковых выбросах. Повышенную радиоактивность на фоне прочих углей России имеет уголь Кузнецкого бассейна, в продуктах сжигания которого концентрация радиоактивных элементов может превышать 400 г/т [28]. Объем выбросов загрязнителей от сжигания нефтепродуктов значительно меньше, чем при сжигании угля. Однако образующиеся при этом отходы содержат в большом количестве токсичные ингредиенты: окислы химических элементов - V_2O_5 ,

NiO_3 , MnO_2 , Al_2O_3 , F_2O_3 , SiO_2 , MgO ; полициклические ароматические углеводороды; бензпирен и др. [27]. По данным Л.А.Бондарева (1984) в угольной золе, продуктах сжигания нефти, мазута, газа присутствуют в значительных концентрациях более 70 химических элементов и их производных, в том числе тяжелые металлы: $Pb > 200$ мг/кг; $As > 500$ мг/кг; $Ni > 700$ мг/кг; Sr , V , Zn до 1000 мг/кг [20].

Таким образом, сжигание любого вида ископаемого топлива представляет собой не только процесс освобождения ископаемой энергии, но и процесс техногенного рассеивания химических элементов, в результате которого изменяется химический состав компонентов ландшафтной сферы. Радиус воздействия объектов теплоэнергетики на окружающую среду в силу высокой летучести выбрасываемых соединений достигает десятков километров. Характерным примером рассеивания продуктов сжигания и переработки угля служит территория Кизеловского угольного бассейна, на периферии которой расположен заповедник «Басеги». Расстояние до ближайшего к заповеднику объекта угольной промышленности около 40 км, предприятия прочих отраслей удалены на еще более значительное расстояние. Данные, приведенные в табл.3.4, отражают характер воздействия объектов добычи, переработки и сжигания угля на охраняемую территорию. Анализ химического состава компонентов заповедных природных комплексов с учетом фона, в качестве которого использована территория заповедника «Вишерский», расположенного в аналогичных природных геохимических условиях за пределами ареала техногенного воздействия, показывает, что уровень и химический спектр загрязняющего воздействия отражают элементный состав углей, добываемых и сжигаемых на расстоянии свыше 40 км от заповедника. Содержание химических элементов, рассеиваемых при сжигании угля, в компонентах природных комплексов заповедника «Басеги» значительно выше, чем в заповеднике «Вишерском» (см.табл.3.3 и 3.4).

Помимо воздействия на атмосферу, объекты теплоэнергетики загрязняют водный компонент ландшафтной оболочки. В технологическом процессе на каждый кВт/ч получаемой тепловой энергии расходуется в среднем 3 л воды [27]. Вода используется в качестве охладителя и приобретает более высокую по сравнению с исходной температуру. Сброс ее в природные водоемы приводит к тепловому загрязнению среды обитания и является причиной развития многих негативных

Таблица 3.4

Фоновые показатели микроэлементной насыщенности компонентов среды заповедников «Басеги» и «Вишерского» [29]

Компонент	Концентрация элементов, мг/кг сухой массы									Кратность превышения фона, раз
	Ni	Co	Cr	Mn	V	Cu	Zn	Pb	Всего	
<i>Заповедник «Вишерский» (фоновая территория)</i>										
Пыль*	17	3	35	402	29	41	570	10	1107	Фон
Листва	6.0	0.8	1.5	430.3	1.3	2.6	24.2	0.2	466.9	Фон
Почва, А ₀	14.0	5.6	29.0	669.8	38.3	15.1	78.8	26.6	877.2	Фон
Почва, А ₁	27.1	11.6	44.9	854.0	62.7	26.5	61.3	27.0	1115.1	Фон
Породы	20	10	130	850	50	30	50	6	1146	Фон
ВПНс**	57	10	52	520	50	100	610	90	1489	Фон
<i>Заповедник «Басеги» (ареал техногенного рассеивания элементов)</i>										
Пыль	65	3	164	591	58	93	793	81	1848	1.7
Листва	13.2	0.8	1.7	450.0	2.7	3.9	43.1	0.7	516.1	1.1
Почва, А ₀	20.2	7.8	53.9	1242.9	98.5	21.3	119.0	55.8	1619.4	1.8
Почва, А ₁	39.3	19.8	159.5	2097.9	128.3	34.7	138.8	26.0	2644.3	2.4
Почва, С	81.9	26.8	144.7	1041.2	110.3	51.7	130.3	22.1	1609.0	Нет
Породы	20	10	130	850	50	30	50	6	1146	Нет

Примечания:

* - плотный остаток снега

** - верхний предел нормального содержания в плотном остатке снега [30]

экологических процессов, обусловленных снижением содержания O_2 в воде и ее загрязнением, в том числе в результате поступления химических элементов с загрязненными выбросами почв и с территорий складирования отходов, шлаков, золы.

До недавнего времени наиболее чистой энергетической отраслью считалась атомная энергетика. Тем не менее, и атомные электростанции оказывают негативное воздействие на природную среду. Даже если не принимать во внимание аварийные ситуации, экологическая опасность которых известна, можно с уверенностью прогнозировать медленное, но неотвратимое изменение экологической обстановки в районах АЭС, поскольку при работе в нормальном режиме атомно-энергетические объекты являются источниками атмосферных выбросов опасных, устойчивых в природной среде изотопов – *Xe, Kr, T, J* и др. радионуклидов [27].

Таблица 3.5

Валовый объем выбросов и сбросов загрязнителей
отраслями промышленности России [27]

Отрасли промышленности	Доля выбросов и сбросов, %	
	В атмосферу	В воды
Горнодобывающие отрасли, всего	20,6	11,1
В том числе: нефтегазодобыча	10,9	0,4
Угольная	5,1	10,6
Газовая	4,6	0,1
Перерабатывающие отрасли, всего	79,4	88,9
В том числе: цветная металлургия	30,2	7,8
Черная металлургия	21,3	11,6
Нефтепереработка	7,1	3,7
Машиностроение	5,2	10,5
Стройматериалов	4,5	2,1
Химическая	3,9	22,9
Деревообработка	3,8	23,0
пищевая	2,1	2,1
оборонная	0,8	2,8
легкая	0,5	2,4
Итого	100,0	100,0

Значительное воздействие на естественные химические параметры ландшафтной оболочки оказывают все отрасли добывающей, перерабатывающей промышленности и сельского

хозяйства. Данные табл.3.5 свидетельствует, что по суммарному валовому объему выбросов и сбросов загрязнителей в среду обитания лидирует перерабатывающая промышленность, на долю которой приходится 79,4 % всего объема промышленных выбросов в атмосферу и 88,9 % сбрасываемых сточных вод. В составе загрязняющих ландшафтную сферу отраслей промышленности лидируют цветная и черная металлургия, на долю которых приходится, соответственно, 38 и 33,9 % суммарного объема промышленных выбросов и сбросов. Эти отрасли промышленности характеризуются не только большим объемом, но и наибольшим разнообразием загрязняющих ингредиентов.

Экологическая специфика цветной металлургии обусловлена крайне низким содержанием извлекаемых металлов в рудах, вследствие чего процесс переработки сопровождается образованием громадного объема твердых отходов. Структура выбросов и сбросов цветной металлургии дифференцирована по конкретным производствам. Их экологическая специфика отражена в табл.3.6, составленной по данным М.Ратановой [27], Д.Бокриса [30], М.Мелешкина и др. [31]. Из приведенных данных видно, что экологическая опасность цветной металлургии обусловлена выбросом пестрого спектра токсичных отходов. В первую очередь, это оксиды и диоксиды *C*, *N*, *S*, образующие группу «парниковых» и подкисляющих среду газов. Наряду с ними выбрасывается громадное количество оксидов и солей металлов, летучих органических соединений и фторпроизводных. Загрязнители накапливаются в компонентах среды обитания, вовлекаются в биогеохимический круговорот, пагубно воздействуя на биоту.

Одним из наиболее экологически опасных и быстро действующих ингредиентов в выбросах цветной металлургии является фтористый водород (*HF*). Высокие дозы *HF* оказывают токсическое действие на биоту, заканчивающееся летальным исходом; низкие - деформируют кислотные свойства компонентов среды, ведут к изменению микроклиматических показателей ландшафтов, деструкции и утрате плодородия почвы [32]. Согласно статистическим данным на долю цветной металлургии приходится около 20 % объема атмосферных выбросов оксидов и диоксидов загрязняющего действия, примерно столько же выбрасывают предприятия черной металлургии. По экспертным оценкам, валовый объем загрязнения, приходящийся на 1 т продукции черной металлургии, составляет 2-4 т [33].

Таблица 3.6

Экологическая специфика основных производств цветной металлургии

Отраслевая специализация – производство	Структура и характеристика отходов			Экологическая опасность
	Выбросы в атмосферу	Жидкие отходы	Твердые отходы	
Медеплавильное	Сернистые газы. Пыль, содержащая тяжелые металлы	Сточные воды в объеме 770 м ³ /т Cu, загрязненные солями металлов	Порода, шлак в объеме 10-30 т/т Cu	Подкисление осадков; загрязнение воздуха, вод, почв и фитомассы тяжелыми металлами. Анемия, гепатит
Свинцово-цинковое	Сернистые газы, CO ₂ ; пыль, содержащая тяжелые металлы	Сточные воды в объеме.360 м ³ /т Pb, загрязненные солями металлов	Порода, шлак, цинковый кек, содержащий Cu, Co,Cd, Tl, In и др.	Усиление парникового эффекта, подкисление осадков, загрязнение природной среды тяжелыми металлами. Поражение нервной системы, печени, почек, половых органов
Кобальто-никелевое	Сернистые газы, пыль содержащая тяжелые металлы - Ni, Cu, Fe и др.	Сточные воды - 2000 м ³ / т Ni, - с содержанием Na, S, Cl до 170 г/л	Порода, шлак в объеме 10-15 т/т Ni	Подкисление осадков, загрязнение воздуха, вод, почв и фитомассы тяжелыми металлами. Дерматиты, бронхиальный рак
Алюминиевое	HF, фториды Al и др. металлов, бенз”пирен	Сточные воды - 150 м ³ /т Al – с высоким содержанием взвеси, фторидов, металлов	«Красный» шлам в объеме 2,5 т на 1 т полученного глинозема	Загрязнение среды обитания фторидами, тяжелыми металлами. Изменение химизма почв. Биогенная аккумуляция фтора. Флюорозы

В структуре атмосферных выбросов черной металлургии преобладают оксиды *N*, *C*, *S*, фенолы, фториды, цианиды, тяжелые металлы. Загрязнение вод в рамках отрасли связано с получившим широкое распространение методом мокрой очистки доменных газов. Объемы сточных вод при этом составляют в зависимости от мощности объекта 2000-6000 м³/ч. Сточные воды содержат большое количество механических примесей - частицы руды, кокса, известняка и химические соединения - сульфаты, хлориды, роданиды, цианиды. Большую долю составляют твердые отходы в виде шлаков, в составе которых полуколичественными методами обнаруживается свыше 30 химических элементов, преимущественно в оксидной форме – *SiO*₂, *Al*₂*O*₃, *CaO*, *MgO*, *Cr*₂*O*₃ и др.

По современным представлениям несколько меньший вклад в ландшафтно-химические процессы вносят прочие отрасли промышленности, сельское хозяйство, урбанизация и транспорт. Из прочих отраслей промышленности наиболее весом вклад химических производств, являющихся крупнейшим загрязнителем водного и прочих компонентов ландшафтной оболочки (см.табл.3.5). Именно химическая промышленность поставляет в ландшафтную оболочку не свойственные ей синтетические ингредиенты. В настоящее время в недрах этой отрасли производится свыше 100 тыс. химических веществ, к которым ежегодно добавляется около 2 тыс. новых органических и неорганических соединений [34].

Вместе с ростом промышленной нагрузки увеличивается роль сельского хозяйства в химическом загрязнении ландшафтной оболочки. Доля сельскохозяйственной отрасли в суммарном объеме загрязнения невелика, однако для некоторых регионов с высоким уровнем агрокультур она составляет 30-40 % [9]. Химическое воздействие сельского хозяйства обусловлено использованием пестицидов, биостимуляторов, минеральных удобрений с целью повышения продуктивности угодий и сохранения полученной продукции. Наибольший объем загрязнителей дают минеральные удобрения. Помимо полезных компонентов они всегда содержат примеси в виде микроэлементов. Так, например, в составе фосфорных удобрений присутствуют *Cd*, *Sb* и *F*. Обладая длительным периодом естественного полураспада (самый короткий у *Cd* – 67 лет), данные элементы, при ежегодном внесении удобрений, могут накапливаться в почвенном субстрате в

значительных концентрациях, поглощаться и концентрироваться в растительной продукции, поступая с нею в пищевую цепь [9].

Важным фактором, корректирующим химический состав компонентов урбанизированных и прилегающих к ним ландшафтов, является транспорт. По данным В.Ю.Александрова и др. [35] на транспорт приходится около 50 % загрязняющих выбросов в атмосферу CO , NO_2 , SO_2 , летучих углеводородов, 3 % объема твердых частиц (пыли с высоким содержанием металлов). Среди транспортных средств по объему токсичных выбросов выделяется автотранспорт (табл.3.7).

Таблица 3.7

Объемы выбросов загрязнителей по видам транспорта [35], %

Вид транспорта	Объем выбрасываемого загрязнителя				
	Пыль	SO_2	$NO-NO_2$	CO	Прочие
Автомобильный	78,5	44,4	72,6	89,5	82,1
Воздушный	7,1	-	1,1	1,4	2,6
Железнодорожный	7,1	11,1	7,7	0,4	2,6
Морской	-	33,3	2,2	2,2	6,4
Другие виды	7,3	11,2	16,4	6,5	6,3
Всего	100	100	100	100	100

В общей сложности в составе загрязняющих выбросов автомобильного транспорта насчитывается свыше 280 ингредиентов, в том числе углеводороды, бензпирен, альдегиды, тяжелые металлы [35]. Средний объем выбросов загрязняющих веществ, выделяющихся при работе хорошо отлаженного двигателя автотранспорта, работающего на топливе без свинцовых присадок, приведен в табл.3.8, составленной по данным Н.М.Поповой [36]. Структура, состав и объем автомобильных выбросов позволяют рассматривать автотранспорт в качестве важнейшего загрязнителя урбанизированных территорий. В составе выбросов, наряду с распространенными загрязнителями, ведущими к усилению «парникового» эффекта и подкислению компонентов ландшафтной оболочки, присутствуют такие устойчивые ингредиенты, как тяжелые металлы, в первую очередь, *Pb*. Особенно большой объем *Pb* и его производных выделяется при работе двигателей на бензине с антидетонационными добавками в виде тетраэтил- или тетраметилсвинца.

Таблица 3.8

Объем выбросов загрязняющих ингредиентов автотранспорта при работе двигателя на различном топливе, кг/т

Ингредиент	Двигатель	
	бензиновый	дизельный
Оксид углерода	395	9
Оксиды азота	20	33
Оксиды серы	1,6	6
Углеводороды	34	20
Альдегиды, органические кислоты	1,4	6
Твердые частицы, всего	2	16
Твердые частицы в пересчете на <i>Pb</i>	0,4	3,2
Всего	454	93,2

Будучи характерным ингредиентом выбросов автотранспорта, *Pb* представляет серьезную экологическую опасность как кумулятивный загрязнитель. Период естественного полураспада у этого элемента около 5700 лет, поэтому даже при незначительных по концентрации, но длительных по времени поступлениях в природную среду он может сформировать опасные геохимические аномалии. Известна высокая биологическая активность *Pb* и его канцерогенные свойства по отношению к живому веществу. Проявляя склонность к движению по пищевой цепи от нижних звеньев к верхним, этот элемент концентрируется с коэффициентом около 100. По данным зарубежных экологов природный цикл *Pb* в настоящее время нарушен в результате антропогенных процессов [37].

Более подробно особенности антропогенных деформаций химического состава природных компонентов рассмотрены в следующем разделе. Однако из приведенных выше наиболее общих особенностей, характеризующих антропогенный этап развития ландшафтной оболочки с хемозоологических позиций, очевидно, что хозяйственная деятельность человека развивается в направлении, противоположном общей тенденции биогеохимической эволюции, направленной на «облегчение» химического состава ландшафтной оболочки. Современные производственные процессы в большинстве своем все более «утяжеляют» ландшафтообразующие компоненты, идет активный процесс металлизации биосферы, нарушение естественных

биогеохимических циклов, последствия которых нетрудно предугадать.

Контрольные вопросы

1. *Перечислить хемозкологические этапы развития ландшафтной оболочки*
2. *Чем обусловлены характерные хемозкологические особенности ландшафтной оболочки на биогенном этапе ее развития? В чем они заключаются?*
3. *Кто автор «закона биогенной миграции атомов»? В чем суть этого закона?*
4. *Раскрыть основные аспекты химической деятельности живых организмов.*
5. *В чем особенность антропогенного этапа развития ландшафтной оболочки?*

4. ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ ОБЗОР ПЕРИОДИЧЕСКОЙ СИСТЕМЫ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ

Из известных на сегодня химических элементов Периодической системы Д.И.Менделеева в ландшафтной оболочке обнаружено 89, остальные получены пока только в лабораторных условиях. В природе они крайне неустойчивы и ландшафтной роли не играют, поэтому далее речь пойдет только о 89 природных элементах. Формам их существования в природе соответствуют простые вещества. Некоторые химические элементы могут встречаться в виде нескольких простых веществ, отличающихся составом молекулы или типом кристаллической решетки. Например, О (O_2 – кислород, O_3 – озон); С - углерод, графит, алмаз.

Число простых веществ в составе ландшафтной оболочки сравнительно невелико, около 500. Все они являются первичными производными природных элементов, разделенных по химическим особенностям на 2 класса - неметаллы и металлы. К неметаллам относятся 23 элемента: собственно неметаллы - Н, В, С, N, О, Si, Р, S, As, Se и др.; галогены - F, Cl, Br, J, At; инертные газы - He, Ne, Ar, Kr, Xe, Rn. Все остальные элементы относят к металлам, которые, в свою очередь, делятся на тяжелые (металлы с атомной массой свыше 50 а.е.м.) и легкие (с меньшей атомной массой) [38].

Экологическая роль химических элементов в ландшафтной оболочке определяется сложившимися условиями среды, химической активностью и распространенностью элементов. Простые вещества мало распространены, поскольку имеют высокую химическую активность и в ландшафтной оболочке преобразуются в сложные химические соединения, устойчивые в условиях среды. В естественных природных условиях известно свыше 100 тыс. неорганических и около 3 млн. органических соединений [39]. Распространенность и роль химических элементов в этих соединениях различна.

4.1. ЭЛЕМЕНТЫ 1 ГРУППЫ

Химические элементы, входящие в 1 группу, неодинаковы по свойствам и распространенности в ландшафтной сфере. Главная подгруппа объединяет водород (*H*) и так называемые щелочные элементы - *Li*, *Na*, *K*, *Rb*, *Cs*, *Fr*, природная активность которых обусловлена малым числом электронов на внешнем энергетическом уровне, в связи с чем эти элементы легко вступают в химические

реакции в нормальных условиях ландшафтной оболочки, поэтому отличаются высокой активностью в природной среде.

Побочную подгруппу образуют тяжелые, благородные металлы (*Cu, Ag, Au*). Их хемозкологические особенности являются, напротив, следствием малой химической активности в нормальных природных условиях. Последние два элемента практически не вступают в химические реакции, почти не растворяются в водах суши, крайне слабо растворяются в морских водах.

Водород (H)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % – 1,0 [40], ат.м. – 1,00.

H - широко распространенный в природе химический элемент, обязательный участник всех хемозкологических процессов, присущих ландшафтной оболочке. В естественных условиях существует 3 изотопа: легкий (1H), дейтерий (2H) и тяжелый – тритий (3H). Содержание 2H и 3H крайне незначительно в ландшафтной оболочке, поэтому далее речь пойдет о 1H , который будет именоваться *H*. Кларки *H* существенно различаются для различных компонентов природной среды. Наиболее высокая концентрация *H*, свыше 10 %, характерна для водного компонента ландшафтной сферы (см. главу 2), в остальных компонентах содержание его значительно ниже.

Хемозкологические особенности этого элемента определяются его ничтожной массой, благодаря чему атомы проявляют склонность к диссипации, т.е. стремятся покинуть поле тяготения Земли, пройдя транзитом через ландшафтную оболочку. Этому препятствует биота, использующая *H* для создания органического вещества в процессе фотосинтеза и возвращающая его в результате процессов минерализации в атмо- и литосферу. Период обращаемости атомов *H* в биологическом круговороте достигает миллионов лет [7].

В естественных условиях основным источником *H* в ландшафтной сфере являются недра Земли. Он поступает на поверхность литосферы в результате вулканических извержений, поствулканических процессов, образуется при разложении молекул воды при электрохимических реакциях и под воздействием распада радиоактивных элементов. Дополнительным источником поддержания ландшафтного баланса *H* служит Космос, откуда в

составе «солнечного ветра» на поверхность Земли непрерывно поступает корпускулярный поток протонов, преобразующихся в земной атмосфере в атомы H . В настоящее время полный объем атмосферного H оценивается в $0,18 \cdot 10^9$ т, значительно больше - $0,3 \cdot 10^{12}$ т - закреплено в биомассе [9]. Живые организмы не только сами участвуют в круговороте H , но оказывают существенное воздействие на фиксацию его минеральным веществом почвы. Согласно теории, разработанной В.В.Добровольским [9], происходит это следующим образом: в почвенных растворах в результате диссоциации кислотных продуктов метаболизма образуется ион H^+ , который связывается водородными связями с молекулой воды, образуя гидроксоний (H_3O^+) и таким образом закрепляется в педосубстрате. По активности H^+ судят о кислотности почвенной среды. Для ее оценки разработан водородный показатель кислотности - рН, применяемый не только к почвенным, но и к прочим растворам.

Поведение H^+ в ландшафтной сфере и его экологические особенности обусловлены высоким миграционным потенциалом этого элемента, способностью его к образованию комплексных соединений с другими химическими элементами. В обычном природном состоянии H представляет собой физиологически инертный газ, составную часть молекулы воды. Известно, что при очень высоких концентрациях газовая форма может вызвать явление удушья у животных и человека, которое сравнительно быстро и без последствий проходит при снятии стрессовой нагрузки. В естественных условиях столь высоких концентраций активного H не выявлено.

В настоящее время H широко используется человеком. Этот элемент является необходимым компонентом и побочным продуктом многих производств. Основной способ его промышленного получения - конверсия метана. В качестве побочного продукта в больших объемах он выделяется при производстве едкого Na . Современная промышленность использует водород для получения аммиака, хлороводорода, метанола, для гидрогенизации жиров и в ряде других процессов. Несмотря на то, что проблемы загрязнения окружающей среды свободным H сегодня не существует, присутствие его в загрязняющих выбросах в виде соединений с другими элементами, зачастую очень токсичными (например, в виде HF), может быть значительным.

Класс экологической опасности H не присвоен, ПДК на содержание в компонентах среды не рассчитаны.

Натрий (Na), калий (K)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % : Na - 2,4; K - 2,35 [40], ат.м. - Na - 23,0; K - 39,1 (здесь и далее по [39])

Na и *K* относятся к числу наиболее распространенных в земной коре, так называемых, петрогенных (породообразующих) элементов. Они входят в состав полевых шпатов, амфиболов, пироксенов, слюд. Присутствие *Na* и *K* в литосфере обусловлено кристаллизацией магматических расплавов при образовании горных пород. Под воздействием выветривания эти элементы легко освобождаются и становятся активными участниками биогеохимических процессов.

Главный миграционный поток *K-Na* связан с водно-эрозийной деятельностью. Водорастворимые формы этих элементов участвуют в массообмене между поверхностью суши и тропосферой, между океаном и сушей. С поверхности суши в океан выносятся большое количество *K* и *Na* в составе жидкого и твердого стока, а также с ветровой пылью в сорбированном состоянии. Океан служит конечным звеном аккумуляции в их круговороте. По данным В.В.Добровольского [9] на сегодня в океане сконцентрирован громадный объем *Na* - $14,7 \cdot 10^{15}$ т – почти половина запасов ландшафтной сферы. Этот объем динамичен, он постоянно пополняется.

В гипергенных условиях *Na* и *K* под воздействием рассеивания формируют вторичные очаги концентрации в ландшафтной сфере, связанные в большинстве случаев с озерным осадконакоплением. В процессе испарения воды на их месте формируются осадочные породы с высоким содержанием соответствующих солей – карналлит, сильвинит, каинит, галит.

Распространение в ландшафтной оболочке растворимого катиона Na^+ определяет его присутствие во всех типах природных вод. В почве он играет важную роль регулятора катионного обмена и является обязательным участником галогенеза. Наиболее высокое содержание Na^+ характерно для засоленных почв аридных зон.

Соли *Na* и *K*, особенно хлориды, важны для жизнедеятельности биоты. Они являются обязательным компонентом жидких тканей животных (плазмы, крови, лимфы) и клеточного сока растений, играют важную роль в поддержании кислотно-щелочного равновесия, регулируют осмотическое давление и влияют на содержание воды в тканях. В силу важной

физиологической роли они в значительном количестве поглощаются растительными и животными организмами. Из растительных субстратов хлориды легко выщелачиваются, поэтому концентрация $Na-K$ в неживом органическом веществе и гумусе педосферы невелика, не более 0,01% [9].

Антропогенные источники поступления Na в среду обитания разнообразны. В виде фтористых соединений (NaF) он присутствует в составе газопылевых выбросов алюминиевых, сталелитейных, стекольных и фарфоровых заводов. Поступление фторидов Na в почву практически всегда вызывает увеличение кислотности почвенной среды, повышает растворимость органического вещества, способствует, таким образом, его удалению из почвенного субстрата, снижению содержания гумуса. По некоторым данным фториды Na значительно увеличивают подвижность почвенных микроэлементов - Cd , Cr , Ni , Cu , Zn и др., повышая опасность тяжелометалльного загрязнения [41].

По сравнению с Na K менее подвержен вовлечению в водно-миграционные циклы. В значительно большей степени он адсорбируется дисперсным минеральным веществом почвы, в связи с чем наиболее высокие его концентрации в естественных условиях характерны для глинистых почв. Будучи биофильным элементом и определяя биофильность многих природных соединений, K активно поглощается из почвенного субстрата растениями и микроорганизмами, в жизнедеятельности которых он играет важную роль. При недостатке K в почвенном субстрате урожай сельскохозяйственных культур резко снижается. О токсическом воздействии K на живые организмы пока нет достоверных данных. Известно лишь, что его избыток в почвах снижает интенсивность поступления в растительные ткани необходимых для роста и развития элементов - Fe и Co [41].

Рассмотренные элементы - активные участники антропогенного рассеивания. В настоящее время наиболее весомым антропогенным источником поступления Na в природную среду урбанизированных ландшафтов является использование Na -солей для очистки автострад от снега и льда. Основные антропогенные источники поступления K в среду обитания - калийные удобрения, отходы животноводства, мыловаренная промышленность и выбросы углебогатительных фабрик.

В связи с тем, что данные элементы активны в растворенном состоянии, ПДК для них разработаны на содержание в воде и в

водных растворах, соответственно: Na^+ - 120,0 мг/л; K^+ - 50,0 мг/л [42].

Литий (Li)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % – 0,005 [40], ат.м. – 6,94.

Li самый легкий из известных металлов. Это типичный литофильный элемент, довольно обычный для земной коры, с наибольшими концентрациями в кислых магматических породах. В процессе выветривания он легко освобождается из первичных пород и адсорбируется на глинистых частицах, а также в органических отложениях, формируя устойчивые металлоорганические соединения. Благодаря этим особенностям *Li* распределяется в ландшафтной сфере неоднородно. Очаги аккумуляции приурочены к глинистым и органическим толщам литосферы, к почвам тяжелого механического состава, особенно к верхним, насыщенным органическим веществом почвенным горизонтам. Нормальное содержание *Li* в почвах в зависимости от механического состава различается на порядок, колеблется от 1,2 мг/кг (в песчаных почвах) до 98,0 мг/кг (в глинистых почвах) [43]. В почвенном субстрате *Li* концентрируется в виде солей - хлоридов и сульфатов. Наибольшие концентрации характерны для почв аридных ландшафтных зон, с выраженным максимумом содержания в верхних обогащенных органическим веществом горизонтах. В почвах гумидных ландшафтов наиболее высокая концентрация *Li* отмечается в иллювиальном почвенном горизонте.

Как и другие щелочные металлы, *Li* активно участвует в биогенной миграции. Благодаря корневому потреблению растениями он способен накапливаться в фитомассе. Растительность отличается высокой толерантностью к этому элементу. Максимум биогенной аккумуляции *Li* выявлен для солеросов - до 1000 мг/кг сухой массы - хотя в обычных условиях содержание в фитомассе не превышает 2,9 [43]. По данным Л.Г.Бондарева [20], наиболее активными растительными концентраторами *Li* в умеренном географическом поясе являются огородные растения – свекла и сельдерей. При обычном его содержании в продуктах питания растительного происхождения около 0,1 мг/кг содержание в сельдерее может достигать 6,6 мг/кг сухой массы. В свекле, выращенной на загрязненной территории

Западного Урала в окрестностях г. Гремячинска, установлена концентрация 4,7 мг/кг.

Для многих растений избыток *Li* в почвах губителен. Наиболее ярко реагируют на повышенное содержание этого элемента в почвенном субстрате цитрусовые виды растений. При концентрации *Li* в тканях свыше 140 мг/кг у них появляются некротические пятна на листовых пластинах с последующим отмиранием зеленой массы [43].

Физиологическое воздействие *Li* на человека обусловлено его антагонизмом к *Zn* – элементу, стимулирующему развитие и деление клеток живых организмов. При повышении концентрации *Li* в биосубстратах в них наблюдается резкое снижение содержания *Zn*, недостаток которого ведет к замедлению ростовых процессов, карликовости. Токсикологическое воздействие *Li* на человека до настоящего времени изучено слабо, хотя имеются данные о том, что недостаток этого элемента в среде обитания и в пище способствует развитию маниакально-депрессивных психозов, шизофрении [20].

По экологической опасности *Li* относится ко 2 классу химических элементов-загрязнителей. В связи с незначительной распространенностью и слабой изученностью *Li* показатель ПДК рассчитан только для водных объектов и составляет 0,03 мг/л [42].

Рубидий (Rb)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % – 0,015[40], ат.м. – 85,47.

Rb - типичный щелочной металл, сходный по химическим особенностям с *Li*. В ландшафтной сфере он находится в рассеянном состоянии, собственных минералов не образует. Обычно в качестве примеси этот элемент входит в горные породы с минералами-концентраторами других щелочных металлов – лепидолитом, биотитом, амазонитом и др. Известны два природных изотопа – ^{85}Rb и ^{87}Rb . Последний радиоактивен. Излучая бета-частицу, он трансформируется в стабильный изотоп стронция - ^{87}Sr . Период естественного полураспада ^{87}Rb составляет 2,74 мин [44].

Геохимическое сходство с *Li* обусловило своеобразие естественного распространения *Rb* в ландшафтной сфере. Наиболее высокие его концентрации связаны с распространением кислых магматических пород и осадочных алюмосиликатов. Естественное содержание *Rb* в почвах, сформировавшихся на кислых

магматических породах, может достигать 100-120 мг/кг, при среднем для почвенного покрова уровне 60 мг/кг [43].

Из почв *Rb* легко поглощается растительностью. Его физиологическая роль в растениях обусловлена способностью замещать *K* в растительных клетках, однако при этом *Rb* не способен полностью осуществлять метаболическую функцию *K*, поэтому оказывает отрицательное воздействие на многие виды растений. Среднее содержание *Rb* в фитомассе составляет 20-70 мг/кг, наиболее высокие концентрации выявлены в грибах, до 150 мг/кг [43].

Экологические особенности *Rb* не изучены, его ПДК для компонентов природной среды не рассчитаны.

Цезий (Cs)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % – 0,00037 [39], ат.м. – 132,9.

Cs - менее распространенный в ландшафтной сфере по сравнению с *Rb*, но сходный с ним по геохимическим особенностям рассеянный щелочной металл. Подобно *Rb* он освобождается при выветривании из кислых кристаллических пород, осаждается на глинах и органическом веществе. Концентрации в осадочном чехле и почвах имеют унаследованный от горных пород характер.

При естественном содержании в почвенном субстрате от 0,3 до 26 мг/кг сухой массы, *Cs* распределяется в почвах неравномерно [43]. Наиболее высокие концентрации характерны для почвенных горизонтов, обогащенных глиной или органикой. Из почв *Cs* активно поглощается фитомассой и микроорганизмами, концентрации в которых могут достигать 89 мг/кг. Наиболее высокое содержание *Cs* характерно для корневых систем растений [43]. Физиологическая роль этого элемента в живых организмах пока не выяснена.

В связи с малыми концентрациями и ограниченной распространенностью в среде обитания экологические особенности природного *Cs* не внушают опасений. Однако в результате антропогенной деятельности все чаще внедряется в среду обитания радиоактивный изотоп – ¹³⁷*Cs*. Этот изотоп, будучи побочным продуктом атомной энергетики и опасным загрязняющим ингредиентом среды обитания, изучен достаточно глубоко для объективной оценки его экологической опасности. Установлено, что с атмосферной пылью и с загрязненными водами

радиоактивный изотоп поступает в почву, имеющую к нему высокую депонирующую емкость. Из загрязненных почв ^{137}Cs посредством корневого поглощения вовлекается в биологический круговорот. Уровень накопления его фитомассой колеблется в зависимости от видовой принадлежности растительности и механического состава почвенного субстрата. Установлено, что наиболее высокий уровень аккумуляции ^{137}Cs в фитомассе наблюдается на легких песчаных почвах, самый низкий – на тяжелосуглинистых и глинистых. По многочисленным данным из опробованных садово-огородных культур, выращенных на загрязненных ^{137}Cs почвах, самым высоким содержанием отличался лист капусты, в котором обнаружено 34,9 мг/кг сухой массы. Наиболее низким содержанием при равной почве и равной нагрузке отличались плоды томата (около 2,5 мг/кг) и зерно овса (менее 0,1 мг/кг) [43].

Период полураспада ^{137}Cs в природных условиях составляет 30 лет [44]. На протяжении этого периода ^{137}Cs , поступая с растительной продукцией, водой и атмосферной пылью в организм человека, разрушает его подобно всем радиоактивным элементам. Даже малые дозы ^{137}Cs в связи с длительным периодом полураспада обладают способностью к кумулятивному накоплению в живом организме, поэтому опасны для биоты. ПДК для ^{137}Cs в настоящее время не разработаны по той причине, что в среде обитания его просто не должно быть.

Франций (Fr)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % – 0,8 x 10⁻²² [39], ат.м. – 223,0.

Fr самый тяжелый щелочной металл. Радиоактивен. Является короткоживущим (период полураспада 21,8 мин.) промежуточным продуктом радиоактивного ряда распада ^{235}U [38]. Ландшафтного значения не имеет. В экологическом отношении опасен как радиоактивный элемент.

Медь (Cu)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % – 0,01 [40], ат.м. – 63,546.

Cu входит в группу тяжелых металлов. Это весьма распространенный в ландшафтной оболочке химический элемент с

высокой миграционной активностью. В естественных условиях интенсивность миграционного потока *Cu* в ландшафтную оболочку определяется ее концентрацией в магматических породах. Наиболее известные природные соединения *Cu* – халькопирит, азурит, малахит, медный купорос и др. Проявляя в процессе выветривания халькофильные свойства, *Cu* осаждается в ореолах рассеивания сульфидов в виде сложных солей. Все соли *Cu* обладают биотоксичным действием.

Как прочие тяжелые металлы, *Cu* легко связывается глинистыми частицами и органическим веществом, поэтому концентрируется в биогенных компонентах. Высокие концентрации *Cu* обычны для верхних почвенных горизонтов. Это обусловлено двумя причинами: во-первых, широким использованием *Cu* в народном хозяйстве и как следствие - интенсивным антропогенным рассеиванием; во-вторых, ее склонностью к биогенной аккумуляции. Антропогенное рассеивание *Cu* имеет глобальный характер, достигая наибольшей интенсивности в горно-металлургических регионах мира. Самый высокий уровень поступления *Cu* с атмосферной пылью на поверхность почвы зафиксирован в Германии - 224 г/га в год [42]. В районе Кировоградского медеплавильного комбината (Восточный Урал) в год выпадает *Cu* около 156 г/га [45].

В числе основных источников антропогенного рассеивания *Cu* выделяются: цветная металлургия, машиностроение, горнодобывающая и лакокрасочная промышленность, производство и использование минеральных удобрений, пестицидов. В результате антропогенных процессов концентрация *Cu* в почвах некоторых промышленных районов многократно превысила содержание в литосферном субстрате. Так, по данным Е.Л.Воробейчика и др. (1994), содержание *Cu* в субстрате аккумулятивного горизонта типичной дерново-подзолистой почвы восточного склона Среднего Урала при фоновой норме 20,0 мг/кг сухой массы в настоящее время составляет около 1500 [45]. Нарастает концентрация *Cu* и в почвах сельскохозяйственных территорий, в связи с тем, что препараты *Cu* широко используются в качестве пестицидов для обработки культур. Особенно остра проблема загрязнения агрокультур этим элементом для виноградников. На виноградниках Молдавии в результате более чем 40-летней обработки их препаратами *Cu* в почвах, под пахотным слоем, обнаружены конкреции рукотворного малахита. Содержание *Cu* в пахотном горизонте достигло 5000 мг/кг, а в золе

виноградной ливсты – 10000 мг/кг [46]. Период полуудаления *Cu* из почвенного покрова составляет до 1500 лет [38].

Экологические особенности *Cu* и ее поведение в ландшафтной сфере обусловлены активностью этого элемента в кислой среде. При $pH < 6,5$ *Cu* и ее производные активно мигрируют в системе «почва-растение», вовлекаясь в биологический круговорот. При этом *Cu* резко утрачивает подвижность и концентрируется в нижней части растения [43]. Физиологическая значимость *Cu* очень высока. В небольших концентрациях она необходима для фотосинтеза, дыхания, фиксации азота в растительных клетках. Этот элемент поддерживает иммунитет растений, обеспечивает растительному покрову устойчивость против микоинфекции.

На избыток *Cu* в почве растительность реагирует изменением морфобиологических признаков - слабо развивается корневая система, молодые листовые пластины бледнеют и увядают. Однако некоторые виды растений, например, листовой салат, белокочанная капуста отличаются высокой толерантностью к *Cu* и могут накапливать ее в больших количествах. Поэтому выращивание этих естественных аккумуляторов *Cu* на загрязненных почвах для пищевых целей нежелательно. Для биоты опасен не только избыток, но и недостаток *Cu*. Опытным путем установлено, что содержание ее в фитомассе в концентрациях ниже 2,0 мг/кг неблагоприятны для большинства растительных видов [43].

В организм человека *Cu* поступает с атмосферной пылью, с водой, с пищей. Избыток ее подавляет иммунную систему, может привести к развитию анемии, неинфекционному гепатиту [20]. Летальная доза, при которой наблюдается гибель 50 % особей (LD_{50}) составляет 1,35 г/кг массы тела [46], таким образом, для получения токсичной дозы среднестатистический человек, весом 75 кг, должен потрeбить не менее 100 г *Cu*. Это не много, если учесть, что *Cu* с трудом выводится из организма, накапливаясь в тканях печени и костях. Период ее полуудаления составляет свыше 310 лет и значительно превышает человеческую жизнь [38].

Показатели ПДК *Cu*: для почв сельскохозяйственного использования – 55,0 мг/кг сухой почвы [47]; для воды – 1,0 мг/л [42]. Нормальная концентрация в фитомассе – 5-30,0 мг/кг сухой массы [43], ПДК для продукции растениеводства – 30,0 мг/кг сухой массы [47].

Схожи с *Cu* в ландшафтно-экологическом отношении оставшиеся 2 элемента подгруппы – *Ag, Au* – с той лишь разницей, что концентрация их в ландшафтной сфере значительно ниже.

4.2. ЭЛЕМЕНТЫ II ГРУППЫ

В состав группы входят 9 элементов-металлов. Часть из них – *Ca, Mg, Ba* – обычны для ландшафтной сферы, имеют высокие кларки; часть – *Be, Cd, Hg, Ra* – редки. Тем не менее, для всех представителей группы характерна одна общая черта – тесная связь с циклом углерода, в силу чего все они образуют геохимические аномалии в местах распространения карбонатных пород. Типичными представителями группы, своего рода носителями «групповых» экологических свойств, являются элементы, рассмотренные ниже.

Кальций (Ca), магний (Mg)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % – 3,25(Ca); 2,35(Mg)[40], ат.м. – Ca-40,08; Mg-24,32.

Из числа элементов II группы наиболее широко распространены в ландшафтной сфере *Ca* и *Mg*. Они относятся к основным породообразующим элементам земной коры. Высокие кларки этих элементов обусловили существование многочисленных минералов и горных пород, при разрушении которых в коре выветривания освобождается огромное количество *Ca* и *Mg* в виде солей – карбонатов, сульфатов, хлоридов. Будучи легко растворимыми в природных водах, солевые производные *Ca* и *Mg* мигрируют с ними в океан, накапливаются в форме осадочных пород – известняков, доломитов, мергелей и др. Согласно расчетам В.В.Добровольского (1998) содержание кальция в осадочных породах составляет $272,8 \cdot 10^{15}$ т и превышает в настоящее время содержание этого элемента в первичных породах ($222,8 \cdot 10^{15}$ т) [9]. Данное соотношение свидетельствует о высокой геохимической активности элементов.

Участие *Ca* и *Mg* в ландшафтных процессах определяется их способностью изменять кислотно-щелочные свойства среды. В большей степени эта особенность свойственна *Ca* и проявляется в его влиянии на кислотный режим почв. При дефиците *Ca* почва приобретает кислую реакцию среды. Это неблагоприятно

сказывается на биопродукционном процессе: на развитии растительного покрова и на деятельности почвенной микрофлоры. Путем известкования - внесения в кислые почвы препаратов *Ca* - можно улучшить условия произрастания многих видов растений, понизить миграционную активность опасных загрязнителей - тяжелых металлов и их производных, ограничить поступление их в растения, снизить токсический эффект от влияния загрязненной почвенной среды на растительный покров.

Важная роль *Ca* и *Mg* в ландшафтной сфере обусловлена не только геохимической, но и биохимической их активностью. Эти элементы необходимы для нормального развития физиологических процессов в живых организмах. Биофизиологические функции *Ca* и *Mg* близки. Они формируют ионный баланс и рН клеток, влияют на проницаемость протоплазмы, активизируют деятельность многих ферментов, регулируют углеводный и азотный обмен, входят в состав хлорофилла. Недостаток *Ca* и *Mg* в питании вызывает у растений своеобразную, визуально различимую реакцию - «мраморность» листовых пластин, хлороз, задержку роста. Несмотря на изученность биохимической роли этих элементов, до настоящего времени не известны токсические отклонения в физиологии растений, вызванные избытком *Ca* и *Mg* в среде обитания.

Животным и человеку *Ca* и *Mg* необходимы для построения скелета, для осуществления углеводного обмена в мышцах и для нормальной деятельности нервной системы. Большую часть необходимого количества этих элементов человек получает с пищей. Объем поступления должен быть строго сбалансированным, поскольку в живом организме *Ca* и *Mg* играют роль антагонистов. Нарушение *Ca/Mg* равновесия вызывает рахит. Недостаток в пищевом рационе *Mg* подавляет деятельность нервной системы, приводит к непроизвольному сокращению мышц (судорогам). Вследствие недостатка *Ca* в организме развивается хрупкость костной ткани, разрушаются зубы [20]. При *Ca*-дефиците у организма снижается способность усваивать *Fe*, результатом чего является малокровие и общее снижение жизненного потенциала. Имеются данные, подтверждающие, что ареалы карликовости теплокровных животных территориально совпадают с областями дефицита *Ca* [19].

Прочие элементы, входящие в подгруппу, обнаруживают сходные с *Ca* и *Mg* геохимические свойства. Они могут замещать *Ca* в природных процессах, однако, замещая этот элемент

физически, они не в состоянии выполнять его физиологические функции, поэтому оказывают токсичное воздействие на биоту.

ПДК *Ca* и *Mg* для средообразующих компонентов не определены.

Бериллий (Be)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % – 0,003 [39], ат.м. – 9,01.

Be – самый легкий из известных щелочноземельных элементов. В естественных природных условиях повышенные концентрации этого элемента обычно приурочены к кислым магматическим породам, в которых содержание *Be* колеблется от 2,0 до 10,0 мг/кг. При выветривании *Be* сохраняется в остаточных продуктах (глинах) в форме кислородных соединений со значительным потенциалом ионизации [39], поэтому характеризуется высокой биохимической активностью и легко связывается органическим веществом. Наиболее распространенная форма нахождения в коре выветривания и в почвах - растворимые соли *Be*, г.о. сульфиды и хлориды.

Благодаря биогеохимическим особенностям – склонности к связыванию органическим веществом - *Be* накапливается в обогащенных органикой осадочных отложениях, углях, органических горизонтах почв. Обычное его содержание в почвенном покрове от 1,0 до 5,0 мг/кг сухой почвы [48]. В угольных пластах концентрация *Be* превышает 50,0 мг/кг, то есть значительно выше содержания в горных породах. Поэтому угледобыча и углепереработка являются важнейшими источниками загрязнения среды *Be*. По данным, приведенным А.Кабата-Пендиас и др. [43], высокие концентрации *Be* в среде обычны для территорий, окружающих ТЭС, работающих на угле, для ареалов рассеивания выбросов коксохимических и металлургических предприятий. Вследствие растущих объемов хозяйственного использования *Be* в новых технологиях - сплавы металлов, ракетное топливо и др. - в последние десятилетия о нем все чаще говорят как об опасном загрязнителе среды обитания.

Токсичность *Be* для биоты отмечена многими экологами. Имеются данные, свидетельствующие о том, что токсическое воздействие соединений *Be* на растения обусловлено его способностью к разрушению в растительных клетках протеина [49]. Специфических проявлений *Be* -интоксикации у растений нет.

Обычные признаки токсического воздействия (чахлая листва, недоразвитие и побурение корней) сходны с негативным влиянием многих других неблагоприятных почвенных факторов, поэтому диагностировать избыток *Be* в почвах по растительным индикаторам невозможно. Имеются растительные виды, накапливающие этот элемент в громадных количествах без ущерба для себя. Наиболее известный из них *Vaccinium* sp. (черника) по данным А.Кабата-Пендиас и др.(1989) может накапливать до 250 мг/кг золы [43]. Активно концентрируют *Be* растения из семейства бобовых, а также низшие растения – мхи и лишайники. Весьма важной и экологически опасной особенностью *Be* является его способность накапливаться в некоторых садово-огородных культурах: листьях салата (до 0,033 мг/кг), плодах томата (0,24 мг/кг) [43].

Основными путями поступления *Be* в организм человека являются пищевой и атмосферный (с пылью). Избыток его вызывает опасное физиологическое нарушение - бериллиоз.

Be относится к 1 классу экологической опасности. ПДК его содержания в воде - 0,0002 мг/л [42]. Для остальных компонентов среды обитания ПДК не разработаны.

Стронций (Sr)

Кларк для земной коры (лито-,гидро-, атмосфера), % – 0,034 [39], ат.м. – 87,62.

Из всех элементов, входящих в группу, *Sr* по ландшафтно-экологическим свойствам наиболее близок к *Ca*. В естественных условиях *Sr* поступает в среду обитания вместе с *Ca* при разрушении горных пород и минералов магматического происхождения, в которых он присутствует в рассеянном состоянии. Освобождающийся в процессе выветривания *Sr* активно мигрирует в кислой среде и может формировать вторичные месторождения с высоким содержанием. Очаги аккумуляции обычно приурочены к местам залегания глинистых отложений, известняков, органогенных толщ. Большая часть известных геохимических аномалий *Sr* связана с распространением карбонатных пород биогенного происхождения, донных отложений соленых озер и лагун, в которых он осаждается в виде целестина – основной руды для получения стронция промышленным способом.

В естественных ландшафтах *Sr* характеризуется склонностью к накоплению живым веществом и почвенным субстратом. В

большинстве случаев его содержание в биогенных компонентах коррелирует с содержанием в материнской породе и с физико-химическими особенностями почв. Наиболее высокие концентрации *Sr* типичны для черноземных и пустынных типов почв, то есть для условий нейтральной и щелочной среды. В кислых подзолистых почвах этот элемент очень подвижен и активно вымывается из почвенного профиля, однако может накапливаться на глинистых фракциях иллювиального горизонта, достигая значительной концентрации.

Sr и его соединения находят все более широкое применение в различных отраслях хозяйства, в связи с чем нарастает объем вторичного рассеивания этого элемента в среде обитания человека. В сфере промышленности *Sr* используется для стабилизации медных сплавов, для изготовления люминофоров и фотоэлементов, катодов электронных ламп. Поэтому всегда присутствует в выбросах предприятий электротехнического и металлургического профиля. *Sr* - необходимый элемент пиротехнических изделий, окрашивающий пламя в яркий вишнево-красный цвет. Хромат *Sr* используют для пигментирования художественных красок и глазури. Помимо перечисленного, источниками антропогенного рассеивания *Sr* являются производства, связанные с добычей, размолом и обжигом известняка, цементные заводы.

Принято считать, что природные соли и соединения *Sr*, используемые в промышленности, обладают сравнительно низким токсическим действием на биоту и в современных масштабах рассеивания не представляют существенной экологической опасности. Однако известны длительно существующие природные аномалии *Sr*, опасные для человека. Такова геохимическая аномалия в долине реки Уров, притока Аргуни (в Забайкалье). Жители поселков, размещенных по ее берегам, страдали своеобразной болезнью костной системы, причину которой установили только в 50-е гг. XX в. Болезнь называли «уровской». Ее развитие и симптомы в деталях описаны Л.Бондаревым [20]. Причиной болезни оказалось высокое содержание *Sr* в среде обитания и, особенно, в питьевой воде.

Экологическая опасность *Sr* обусловлена тем, что этот элемент способен замещать *Ca* в костных тканях животных и человека. Костная ткань может поглощать огромное его количество - от 1 до 1500 мг/кг [43] – становясь хрупкой и механически деформируясь. У человека развивается своеобразное уродство -

«коряжная болезнь» - изученное и описанное не только на примере жителей Забайкалья, но и в некоторых других регионах.

Помимо обычного состояния для *Sr* характерно несколько изотопных форм. С экологической точки зрения наибольшую опасность представляет изотоп ^{90}Sr , образующийся в результате ядерных реакций распада *U*. Этот изотоп устойчив в условиях ландшафтной оболочки. Период его полураспада составляет 29 лет [39]. Депонирующей средой для ^{90}Sr служит почвенный покров, из которого он активно поглощается фитомассой. Будучи радиоактивным, ^{90}Sr легко вовлекается в биологический круговорот, разрушая его изнутри, в результате чего у человека и животных при больших дозах развивается лучевая болезнь, малые дозы являются причиной онкологических заболеваний. Токсическое воздействие стронция на растительность не изучено.

Sr относится ко 2 классу экологической опасности. ПДК разработаны только для воды – 7 мг/л [42].

Барий (Ba)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % – 0,05 [40], ат. м. – 137,36.

Ba - довольно распространенный в природной среде химический элемент. Основная масса его рассеяна в средних и кислых магматических породах, из которых он высвобождается при выветривании и образует очаги концентрации, совпадающие с глинистыми геохимическими барьерами. При нормальных условиях *Ba* малоподвижен в природной среде, поскольку образует устойчивые соли (сульфаты и карбонаты), активно адсорбируется глинами.

Концентрация *Ba* в верхнем слое почв и в материнской породе колеблется в широких пределах - от 16 до 2368 мг/кг [43]. По геохимическим свойствам этот элемент схож с *Ca* и *Sr*. Однако, в отличие от них он не проявляет склонности к биогенной аккумуляции, поэтому распределение по профилю почв зависит от распределения в ней глинистых частиц. В связи с предрасположенностью к водной миграции соли *Ba* вымываются из почвенного покрова гумидных зон. В почвах регионов с аридным климатом, напротив, концентрируются.

Содержание *Ba* в растительности варьирует в широких пределах - от 1 до 198 мг/кг сухой массы [50]. Наиболее высокие концентрации характерны для листовой зелени бобовых и злаковых

видов растений, произрастающих на кислых почвах. Достоверных сведений о токсичности и физиологической роли *Va* для биотических компонентов среды не известно.

Va относится ко 2 классу экологической опасности. ПДК разработаны только для воды – 0,1 мг/л [42].

Радий (Ra)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % – 0,1 x 10⁻⁹ [39], ат. м. – 226,03.

Ra - радиоактивный элемент, образующийся в результате распада атомов *U*, наиболее устойчивый и долгоживущий в биосфере естественный радионуклид. Известно 14 изотопных форм этого элемента. Наибольшей устойчивостью в среде обитания человека обладает ²²⁶*Ra* с периодом полураспада 1620 лет [39].

По химическим свойствам и поведению в среде обитания *Ra* сходен с *Va*. Он также подвержен адсорбции глинистыми фракциями почв, увеличивает биологическую активность при подкислении среды, наиболее мобилен в кислых почвах.

Достоверно установлено нарастание в последние десятилетия концентрации *Ra* в природной среде под воздействием антропогенного рассеивания, несмотря на то, что промышленное использование его в настоящее время ограничено [51]. Чаще всего этот элемент используется как источник *α*-излучения, в сочетании с *ZnS* - для приготовления светосоставов. Изотопы *Ra* применяют в медицине при лечении радоновыми ваннами. Процесс антропогенного рассеивания *Ra* обусловлен присутствием его радионуклидов в калийных и фосфатных удобрениях, выбросах цементных производств, продуктах сгорания каменного угля.

ПДК для ландшафтообразующих компонентов не разработаны.

Цинк (Zn)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % – 0,02 [40], ат.м. – 65,39.

Zn – типичный тяжелый металл [38]. В земной коре он довольно однородно распределен в субстрате магматических пород, при разрушении которых активно мигрирует в водных растворах и формирует очаги вторичной аккумуляции в глинистых и сланцевых толщах. Наиболее распространенной природной

формой Zn является простой сульфид – ZnS . К числу основных химических особенностей Zn , определяющих его поведение в природной среде, относятся: способность переходить при растворении в ионную форму, подвижную в кислой среде; склонность к адсорбции и хелатообразованию.

Zn и его соединения широко применяются в промышленности, в сельском хозяйстве, в быту. Этот элемент является непременной составной частью многих сплавов, антикоррозионных покрытий. Препараты Zn используются в медицине в качестве антисептиков. Важнейшими объектами антропогенного рассеивания Zn являются предприятия цветной металлургии. В значительных количествах этот элемент содержится в коммунальных стоках, препаратах, используемых для обработки сельскохозяйственных культур, в угольном шлаке. Период естественного полураспада Zn в природной среде – 70-510 лет [38].

Высокий уровень хозяйственного использования обусловил интенсивное техногенное рассеивание Zn и его производных. Современный баланс Zn в поверхностных горизонтах почвенного покрова показывает, что атмосферное поступление этого элемента в почву превышает его вынос [43]. Из почвенного субстрата, благодаря корневому поглощению, Zn поступает в фитомассу, вовлекается в биологический круговорот. Происходит постепенное нарастание концентрации цинка в среде обитания. Наиболее активно процесс поглощения Zn растительностью протекает на кислых почвах, поскольку с подкислением среды активность этого элемента возрастает.

В растительных тканях Zn выполняет важные биохимические функции. С этим элементом связан межклеточный обмен, развитие и деление клеток. Он повышает устойчивость растений к засухе, бактериальным и грибковым инфекциям. Нормальная концентрация Zn в растительных тканях по данным многочисленных исследований варьирует от 1,2 до 73 мг/кг сухой массы [43]. Большой разброс значений указывает на толерантность растений к данному элементу, растительная масса может накапливать Zn в концентрациях, превышающих содержание в почве. Наиболее высокие концентрации Zn - до 1 % от сухой массы - обнаружены в зеленой листовой массе огородных культур – салата и укропа – произрастающих на загрязненной почве [43]. На некоторые виды растений (злаки, шпинат) избыток Zn действует угнетающе. У них развивается хлороз молодых листовых пластин,

угнетается рост и развитие. Это обусловлено тем, что *Zn* препятствует поглощению растительными тканями *Fe*. Исследованиями установлено, что оптимальными следует считать концентрации *Zn* в корнеобитаемом слое 30-70 мг/кг почвы [20].

По отношению к животным и человеку *Zn* называют «двуликим Янусом». Он может быть благом и злом, все зависит от дозы. В микродозах этот элемент крайне необходим живым организмам, он входит в состав 80 ферментов, вырабатываемых человеческим организмом. Суточная потребность человека в цинке 5-20 мг [20]. Недостаток *Zn* приводит к замедлению роста, поэтому особенно опасен для детей, у которых может развиваться карликовость – так называемая «болезнь Прасада». Характерным внешним признаком дефицита *Zn* у ребенка является плохой аппетит. Избыток этого элемента в организме вызывает так называемую «литейную лихорадку», ведет к подавлению иммунитета, активизации онкологических заболеваний и потере зрения [52].

Экологи не считают *Zn* высоко токсичным для биоты. Этот элемент относится к 3 классу экологической опасности. ПДК в воде – 5,0 мг/л [42]; ПДК в почвах – 100 мг/кг [47]; в растительной продукции – 10 мг/кг [53].

Кадмий (Cd)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % – 0,0005 [40], ат.м. – 112,41.

Cd менее распространен в ландшафтной сфере по сравнению с *Zn*, но по химическим особенностям и поведению в природной среде схож с ним. Так же как и *Zn*, *Cd* относится к тяжелым металлам, под воздействием процессов выветривания он мигрирует из продуктов разрушения магматических пород, образуя в коре выветривания очаги вторичной аккумуляции, приуроченные к распространению глинистых отложений, в том числе морского происхождения, и сланцев. *Cd* - бессменный спутник *Zn* в природных субстратах и продуктах деятельности человека. Являясь активным хелатообразователем, *Cd* проявляет тенденцию к связям с органическим веществом, поэтому всегда присутствует в органогенных осадочных породах и почвах. Фоновое для ландшафтной оболочки содержание *Cd* в почвенном субстрате колеблется в пределах 0,07-0,5 мг/кг [43]. Наиболее обычны карбонатные, окисные или галогенпроизводные формы *Cd*.

Природные соли *Cd* легко растворяются в воде, очень подвижны в нормальных природных условиях, поэтому активно вовлекаются в биохимические процессы.

Активность этого элемента в почвенных процессах зависит от кислотно-щелочного состояния почвенной среды. Сорбционная емкость почв к *Cd* возрастает по мере снижения кислотности и увеличения щелочности в интервале рН 4-7,7 примерно вдвое на каждую единицу рН [54]. При равном загрязнении максимальный объем *Cd* переходит из почвы в растительный покров при рН 4,5, минимальный – при рН 7,5.

С точки зрения современной биохимии *Cd* не входит в число химических элементов, необходимых для растительности, тем не менее в составе фитомассы он всегда присутствует в концентрациях от 0,08 до 0,28 мг/кг сухой массы [43]. В загрязненных районах концентрация возрастает, поскольку из загрязненных почв растения активно поглощают этот элемент, и может достигать опасных для животных и человека концентраций. Выявлено, что наиболее активно *Cd* концентрируется в вегетативных органах и в корневых системах. Самые высокие из зафиксированных естественных концентраций для экологически чистых районов обнаружены в зеленой массе салата-латука – 0,66 мг/кг сухой массы [43].

Cd фитотоксичен. Он обладает способностью тормозить фотосинтез, нарушает процесс метаболизма. Видимые симптомы повышенного содержания *Cd* в фитомассе проявляются в задержке роста растений, повреждении корневых систем, хлорозе и красновато-бурой окраске листовых пластин с последующим их закручиванием. Установлено, что избыток *Cd* в фитомассе повышает predisposedность растений к грибковым инвазиям [43].

Биологически подвижные формы *Cd*, способные переходить из почвенного покрова в растительность, представляют большую экологическую опасность. Они являются источниками поступления этого элемента в организмы животных и человека, для которых он является кумулятивным ядом. По отношению к живым организмам *Cd* очень коварен. В микродозах он необходим, поскольку является важнейшим регулятором содержания сахара в крови. Доза *Cd*, необходимая и достаточная для организма, строго индивидуальна. Предельно допустимый уровень содержания *Cd* в продуктах питания человека 0,03 мг/кг продукта [53]. Токсический эффект проявляется при суточном потреблении с пищей 0,07 мг/кг веса

[20]. На первых стадиях токсического действия у человека появляется белок в моче, почечная ткань начинает разрушаться [37]. Известно, что в малых дозах *Cd* повышает кровяное давление. При продолжительном воздействии фактора загрязнения *Cd* накапливается в костях, вызывая болезни костно-двигательной системы. Период его полужизни – 13-110 лет [38].

Длительное употребление продуктов питания с высоким содержанием *Cd* вызывает болезнь «итай-итай» (яп. «страдание, мучение»). Впервые это необычное заболевание было выявлено и диагностировано в Японии в середине 50-х г. XX в.. Основными симптомами болезни являются искривление, хрупкость и ломкость костей. В дальнейшем «итай-итай» была обнаружена и в других регионах мира, там, где в массовом количестве применялись *Cd*-содержащие фунгициды для обработки семян сельскохозяйственных культур.

Помимо фунгицидов наиболее значимыми промышленными источниками поступления *Cd* в среду обитания являются:

- карьеры по добыче фосфоритов;
- свинцово-цинковые рудники и предприятия обогащения и переработки свинцово-цинковых руд;
- фосфорсодержащие препараты, удобрения, пестициды;
- бытовые и промышленные (главным образом, гальванические) сточные воды;
- добыча и сжигание каменного угля.

Дополнительным источником антропогенного рассеивания *Cd* служит использование его в качестве добавки для получения легкоплавких сплавов, устойчивых пластмасс, в ядерных реакторах и аккумуляторах. При высокотемпературных процессах *Cd* приобретает летучесть и становится опаснейшим загрязнителем атмосферного воздуха. До настоящего времени наукой не найдено эффективных способов борьбы с загрязнением среды обитания этим элементом и его производными, а между тем концентрация *Cd* в биогенных компонентах нарастает.

В настоящее время концентрация *Cd* в растительности, произрастающей на загрязненных почвах, превышает в ряде регионов 800 мг/кг [55]. Наиболее высок уровень загрязнения *Cd* территорий с высоким уровнем промышленного развития. Особенно выделяются Япония и Великобритания, где выявлены участки почв с содержанием кадмия свыше 400 мг/кг почвенного субстрата [56]. Для таких условий характерно распространение *Cd*-обусловленных заболеваний - повышенного кровяного давления,

нарушение функции почек, деформаций костно-двигательного аппарата.

Пищевой путь - основной, но не единственный канал поступления *Cd* в организмы животных и человека. Дополнительно к пище этот элемент проникает в организм с пылью, водой, табачным дымом. До недавнего времени наиболее вредным компонентом табака считали никотин. В настоящее время установлено, что в составе табака присутствуют и другие токсичные элементы, в том числе – *Cd*. Установлено, что каждая сигарета содержит, в среднем, около 2,5 мкг *Cd*. В пересчете на количество выкуриваемых сигарет за год объем *Cd*, выбрасываемого в атмосферу в результате курения, составляет 11,4 т [43].

Cd относится к химическим элементам I класса экологической опасности. ПДК для воды составляет 0,001 мг/л; отечественные ПДК для почв не разработаны, западноевропейские ПДК для почв – 3,0 мг/кг [57].

Ртуть (Hg)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % – 0,0001 [40], ат.м. – 200,59.

Hg – тяжелый металл с очаговым распространением в земной коре. Повышенные концентрации *Hg* обычны для регионов с активным развитием магматических процессов. В естественных условиях этот элемент выбрасывается в атмосферу с вулканическими газами, осаждается из горячих минерализованных подземных вод, образуя залежи в виде руд: киновари (*HgS*), тиманита (*HgSe*) и др. В качестве примеси присутствует в ряде минералов и пород: реальгаре, антимоните, молибдените, пирите, в каменном угле [39].

Экологическую специфику *Hg* определяют три основных геохимических особенности: высокая летучесть (способность к испарению в нормальных температурных условиях среды); склонность к образованию сильных связей с S; активное взаимодействие с органическим веществом. Пары *Hg* хорошо диффундируют через почву и через воду. Поэтому в очагах геохимических аномалий она всегда дает повышенную концентрацию в воздухе.

В атмосфере *Hg* сорбируется аэрозольными частицами и выпадает на поверхность Земли с осадками. Благодаря

поверхностному стоку она смывается с суши и концентрируется в донных отложениях речных экосистем, частично, в форме водорастворимых соединений стекает в океан, откуда испаряется и вновь поступает в тропосферу [9]. В описанном круговороте значительная доля *Hg* составляет безвозвратные потери в виде металлоорганических соединений, уходящих в биогеохимические циклы. Развитие этих циклов приводит к формированию крайне биотоксичных производных – метил- и диметилртути (CH_3Hg и $\text{CH}_3\text{-Hg-CH}_3$) – существенно различающихся по миграционным особенностям [37]. Диметилртуть в наибольшей степени подвержена процессам атмосферного рассеивания. Она легко испаряется в атмосферу, где под воздействием радиационных процессов превращается в метилртуть. Последняя обладает высокой водорастворимостью, поэтому быстро внедряется в пищевую цепь. Концентрация *Hg* в водных организмах может на несколько порядков превышать ее содержание в среде обитания. Особенно значительные количества накапливаются в хищных видах рыб - высших звеньях цепи питания водных организмов. Исследованиями австралийского эколога Р.Р.Брукса установлено, что при концентрации *Hg* в воде менее 0,0005 мг/л, ее содержание в тканях хищных морских рыб было близко к критической отметке безопасного уровня – 0,05 мг/кг. В придонных видах рыб, обитающих вблизи промышленных побережий Англии и Японии, концентрация *Hg* превысила этот уровень, составив 0,08 мг/кг. Простой расчет, произведенный Р.Р.Бруксом, показал, что для достижения токсического эффекта человеку достаточно употребить в пищу 420 г такой рыбы [37].

Осаждаясь в илах, *Hg* крайне медленно из них освобождается, приводя к длительному, «хроническому» загрязнению водных объектов. Фактор локального загрязнения водоемов может действовать на протяжении десятков лет после исчезновения первоначального источника загрязнения [58]. Вместе с тем, в отличие от других металлов, загрязняющих среду обитания и проявляющих склонность к почвенной аккумуляции, *Hg* не создает устойчивых очагов почвенного загрязнения, поскольку удаляется из почвенного субстрата в виде паров. Интенсивность этого процесса нарастает с повышением температуры и с увеличением щелочности почвенной среды [59]. По поводу зависимости уровня биохимической активности *Hg* от кислотно-щелочных условий почвенных растворов сведения противоречивы. Так, например, А.Кабата-Пендиас и др. [43], на многочисленных

примерах показывают, что процесс известкования стимулирует переход *Hg* из почв в растительную массу.

Посредством корневого поглощения *Hg* вовлекается в биологический круговорот. При поступлении в фитомассу она, в отличие от прочих тяжелых металлов, основная масса которых накапливается в вегетативных органах, мигрирует в репродуктивные органы и, что особенно опасно, концентрируется в них. Так, из листовых пластин яблони *Hg* переходит в плоды, из листьев картофеля – в клубни, накапливается в зерне пшеницы и риса. При содержании *Hg* в вегетативных органах растений свыше 3,0 мг/кг сухой массы, у некоторых видов растений наблюдаются токсические реакции, проявляющиеся в задержке роста, слабом развитии корней, снижении урожайности. Часть растительных видов толерантна к загрязнению среды ртутью: лишайники, морковь, салат-латук, высшие грибы - не дают токсических реакций на высокие концентрации *Hg* [43].

Экологически опасны практически все производные *Hg*, мигрирующие в биосфере, однако наибольшую опасность представляет метилртуть. Это соединение наиболее активно в биологическом отношении при нормальных условиях среды. Проникая в организмы животных и человека с пищей, водой, воздухом оно переходит из крови в мозговую ткань, разрушая мозжечок и кору головного мозга. Первые клинические симптомы ртутного отравления возникают при концентрации *Hg* в крови всего 0,06 мг/л (такой уровень может быть достигнут при ежедневном потреблении 0,3-1 мг *Hg*) и проявляются в ощущении подавленности, нарушении ориентировки в пространстве, частичной потере зрения [20;37]. В более поздней фазе наблюдается разрушение зубов, облысение, психические расстройства, полная слепота и паралич. В совокупности проявления всех этих симптомов впервые были описаны на территории Японии. В 1952-54 гг. люди, проживавшие в деревушках на побережье залива Минамата, начали гибнуть от таинственной болезни с симптомами, описанными выше. Исследования показали, что причиной болезни являлись употреблявшиеся в пищу морские моллюски с высоким содержанием *Hg* – ингредиента сточных вод расположенной неподалеку фабрики. По названию залива болезни дали имя «Минамата».

При малых концентрациях в среде обитания *Hg* снижает артериальное давление у человека, вредно действует на органы

пищеварения, почки, нервную систему. У беременных женщин установлено накопление этого элемента в эмбрионе без ухудшения состояния матерей [37]. По данным В.В.Добровольского (1998) за геологическое время в биосферу в результате естественных природных процессов поступило около $1,6 \cdot 10^{10}$ т Hg [9]. Ее количество, выброшенное из антропогенных источников только за последнее столетие, достигло 57000 т [41]. Несложный расчет показывает, что антропогенное поступление в 10 раз превышает объем природного за равный период времени.

Источниками антропогенного поступления Hg в ландшафтную оболочку являются производственные процессы, связанные с ее получением, промышленные отходы гальванических цехов, амальгамирование при извлечении золота из руд, лакокрасочные производства и краски, пестициды, полимерные материалы и др. Значительные объемы Hg поступают в окружающую среду при производстве хлора ртутным методом. Высока природная концентрация Hg в каменном угле и сырой нефти - $(1,1-2,9) \cdot 10^{-4}\%$ [37] - поэтому сжигание угля, нефти и нефтепродуктов также является источником загрязнения среды обитания этим элементом.

Hg – химический элемент 1 класса экологической опасности. ПДК в воде составляют 0,0005 мг/л; ПДК в почвах – 2,1 мг/кг (валовое содержание) [47]; ПДК в пищевых продуктах: в овощах – 0,02 мг/кг [53]; в молоке и соках – 0,005 мг/кг [47;53].

4.3. ЭЛЕМЕНТЫ III ГРУППЫ

В состав группы входят элементы, весьма несхожие в гео- и биохимическом отношении: от самого легкого неметалла – В – по современным представлениям, относительно безопасного в экологическом отношении, до тяжелых металлов, крайне редко встречающихся, экологически опасных – Тl и Ас.

Бор (В)

Кларк для земной коры (литосфера, гидросфера, атмосфера), % -0,01 [40], ат.м. – 10,82.

В – самый легкий неметалл. Его распределение в литосфере упорядочено в соответствии с кислотностью магматических пород и содержанием глинисто-илистых фракций в осадочных породах.

Этот элемент обычен для морских осадочных отложений, именно к ним приурочены наиболее высокие концентрации *B*. В процессе выветривания вмещающих пород присутствующий в них *B* легко переходит в растворы и активно мигрирует в ландшафтной сфере. Пути его миграции определяются общим режимом циркуляции влаги в природной среде. Из геологических отложений и вод он поступает в почву, из которой благодаря корневому поглощению и транспирационным процессам, активно вовлекается в биологический круговорот, концентрируясь в фитомассе, с опадом возвращается в почву. В ландшафтах гумидного типа наблюдается постоянное вымывание *B* вниз по почвенному профилю, соответственно, в этом же направлении при нормальных условиях увеличивается его концентрация. В почвах аридных ландшафтов этот элемент концентрируется, преимущественно, в верхних почвенных горизонтах, где его содержание может в десятки раз превышать нормальную концентрацию 10,0 мг/кг сухой массы [60;61].

B – элемент необходимый для метаболизма растений, он отвечает в растительных тканях за синтез и перенос сахаров. Доступность почвенных запасов *B* для растений корректируется кислотностью почвенной среды. По данным А.Кабата-Пендиас и др. (1989) наиболее низкий уровень поглощения наблюдается при рН почвенной среды около 7 [43]. В растениях *B* распределяется неравномерно. Наиболее высокие его концентрации наблюдаются в вегетативных частях растений, особенно в старых листьях. В большей степени концентрируют *B* бобовые виды растительности и практически не накапливают – злаки. Этот элемент физиологически необходим растениям, поэтому крайне нежелателен как избыток его, так и недостаток. Критические пределы колебания концентрации в растениях варьируют от 5 до 30 мг/кг сухой массы, хотя имеются сведения о содержании в зеленой массе кукурузы без признаков токсичности до 4800 мг/кг [43].

Недостаток *B* проявляется в задержке развития ростовых почек растений, голубоватой окраске молодых листьев, опадании завязей. При избытке наблюдается так называемый «борный токсикоз» листовых пластин: листья становятся темно-зелеными, вялыми, затем – отмирают. Негативное влияние высоких доз *B* на растения может быть ослаблено внесением в почву извести или гипса.

В организм человека *B* поступает с водой и пищей, лекарственными препаратами, пылью. В высоких концентрациях он

вызывает изменения в желудочно-кишечном тракте, энтериты, поражение почек. В настоящее время такие физиологические нарушения выявлены в естественных геохимических аномалиях бора, приуроченных к регионам, в которых широко используются для водоснабжения населения подземные воды, залегающие на водоносных горизонтах, представленных морскими глинами. На территории России к числу таких регионов относится западносибирская лесостепь, ландшафты которой формируются на мощной толще морских отложений.

В плане экологической опасности *B* относится к химическим элементам 2 класса. Регламентируется главным образом его содержание в почвенных растворах и в воде – ПДК 0,5 мг/л [42].

Алюминий (Al)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % 7,45 [40], ат.м. – 26,97.

Al – один из главных элементов земной коры, входящий в первую тройку породообразователей наряду с O и Si. Его концентрация в породах колеблется от 0,45 до 10 % [43]. Основными природными производными алюминия являются его соединения с кислородом, а также гидроокисные формы. И те, и другие входят в состав глин и бокситов. Al – важнейшая составная часть так называемой «белой» глины – каолина.

Природные соединения Al обладают крайне низкой растворимостью, в связи с чем мигрируют в ландшафтной сфере слабо. Освобождающийся под воздействием выветривания Al остается на месте, поэтому содержание его в почвах носит унаследованный от материнской породы характер. При резком снижении кислотности среды (до pH < 5,4) подвижность Al повышается, он становится доступным для растений и вовлекается в биологический круговорот.

Нормальное содержание Al в растениях широко варьирует в зависимости от почвенных факторов и видовой принадлежности растений. Некоторые растительные виды, особенно виды из семейства бобовых, при соответствующих условиях могут накапливать этот элемент в очень высокой концентрации, до 3470 мг/кг сухой массы, хотя среднее нормальное содержание в них обычно не более 200 мг/кг сухой массы [43]. Физиологические функции Al в растительных организмах пока не установлены, но

имеются данные, свидетельствующие о том, что высокие концентрации вызывают у растений химический стресс, поскольку ингибируют поступление в растительные ткани важнейших элементов питания. Поэтому избыток *Al* зачастую проявляется как недостаток биогенных элементов в тканях растений [43].

Al входит в число элементов 2 класса экологической опасности, ПДК на содержание в воде – 0,5 мг/л [62].

Галлий (Ga)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - [40], ат.м. – 69,72.

Ga – типичный представитель рассеянных элементов, не образующих высоких концентраций в природных компонентах. Его геохимической особенностью является связь территориального распространения с *Al*. При выветривании кристаллических пород, содержащих эти элементы, *Ga* активно адсорбируется на глинистых частицах и формирует ареалы рассеивания, совпадающие с геохимическими аномалиями *Al*. Наиболее высокие концентрации *Ga* характерны для основной алюминиевой руды – боксита, а также для ископаемых углей.

Способность *Ga* к хелатообразованию не доказана, тем не менее, он склонен к накоплению в органическом веществе почв и концентрируется в верхних почвенных горизонтах. Среднее содержание в почвенном покрове составляет около 28 мг/кг сухой почвы [43], пределы варьирования от 1 до 70 мг/кг. В почвах России естественная концентрация *Ga* несколько понижена, по данным И.Ф.Грибовской и др. [63] колеблется в пределах 6-17 мг/кг. Отсутствие данных о высоких концентрациях в почвах, скорее всего, связано с недостаточной изученностью вопроса.

Поглощение *Ga* растительностью из почвенного субстрата протекает сравнительно слабо. Физиологическая необходимость этого элемента, как и его токсичность, для высших растений не доказана, однако *Ga* присутствует в растительных тканях в значительных концентрациях - от 0,02 до 5,5 мг/кг [63]. Имеются данные, свидетельствующие о благоприятном воздействии *Ga* на рост микроорганизмов и о высокой степени зависимости спороношения грибов от присутствия этого элемента [20], но до настоящего времени не изучены биогеохимические циклы и опасность этого элемента для человека. Несмотря на слабую изученность, *Ga* обычно рассматривается в составе элементов-

загрязнителей, типичных для атмосферных выбросов алюминиевой промышленности и продуктов сжигания угля.

Класс опасности *Ga* не установлен. ПДК этого элемента в среде обитания не рассчитаны.

Индий (In)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,000025 [39], ат.м. – 114,82.

In – типичный халькофильный элемент, тяжелый металл. Основная его масса сконцентрирована преимущественно в магматических породах, в осадочных отложениях содержание на порядок ниже. В связи с геохимическими особенностями наиболее устойчивы в природных условиях его соединения с S, реже – с Se. Территориально он ассоциируется с рудами тяжелых металлов – Zn, Cu и др. При выветривании ведет себя подобно большинству из них, то есть аккумулируется на глинистых частицах и органическом веществе, поэтому всегда присутствует в органиогенных породах – углях, нефти.

Поведение в ландшафтной сфере практически не изучено. Известно лишь, что, попадая в почву, In связывается органическим веществом, поэтому его концентрация в верхних, насыщенных органикой горизонтах почвенного профиля всегда выше по сравнению с нижними [43]. По различным данным содержание In в почвах варьирует от 0,01 до 4,2 мг/кг почвенного субстрата. Накопленный почвой In относительно доступен для растений. При содержании в питательном растворе 1-2 мг/л он оказывает токсическое действие на растительность, поражая корневые системы [43]. Антропогенными источниками рассеивания являются предприятия нефтепереработки, ТЭС, сточные воды производств [39].

Класс опасности элемента не установлен. ПДК не рассчитаны.

Таллий (Tl)

Кларк для земной коры (лито-, атмо-, гидросфера), % - 0,000045 [39], ат.м.- 204,38.

Tl – типичный тяжелый, рассеянный элемент. В естественных условиях встречается в качестве примесей к

различным минералам и рудам других металлов. Первичное поступление *Tl* в ландшафтную сферу связано с магматическими процессами. Наиболее высокие его концентрации, до 2,3 мг/кг [39], характерны для кислых кристаллических пород, из которых в процессе выветривания *Tl* легко мобилизуется и становится активным участником вторичного рассеивания. Обнаруживая склонность к сорбции на глинистых частицах и органическом веществе, в коре выветривания *Tl* обогащает отложения глин и ископаемых углей.

Содержание *Tl* в почвенном покрове по данным А.Кабата-Пендиас и др. [43] в известных случаях носит унаследованный характер, обычное его содержание в почвах не превышает 0,27 мг/кг. Повышенные, до 5 мг/кг субстрата, концентрации этого элемента обнаружены в почвах над сфалеритовыми геохимическими аномалиями. Унаследование свойственно и растительному покрову, аккумулирующему *Tl* пропорционально содержанию в почвах от 0,02 до 1,0 мг/кг сухой массы [64]. Высокие концентрации *Tl* вызывают токсические реакции у растительности – угнетение роста наземных органов, снижение урожайности. Это обусловлено тем, что *Tl* способен тормозить процесс усвоения растением азота [43].

В последние десятилетия рассматриваемый элемент становится все более весомым участником антропогенного рассеивания металлов в ландшафтной оболочке. В значительных количествах он присутствует в выбросах предприятий по производству калийных удобрений, металлургических предприятий, ТЭС, работающих на угле [43].

Экологической особенностью *Tl*, как элемента-загрязнителя, является его способность обогащать мелкодисперсные фракции пыли. Это повышает его летучесть и позволяет распространяться с пылевыми потоками далеко от источника загрязняющих выбросов. С атмосферной пылью и пищей *Tl* поступает в организм животных и человека, концентрируется во внутренних органах. Установлено, что его распределение по органам человека соответствует схеме: почки > репродуктивные органы > мышцы > костная ткань. Токсическое влияние *Tl* на теплокровные организмы обусловлено его способностью механически замещать в тканях *K*, в связи с чем происходит нарушение энергетического и белкового обмена веществ. Из организмов *Tl* выводится крайне медленно, на протяжении года и более [65].

При длительном воздействии малых доз *Tl* у человека наблюдается развитие характерных физиологических отклонений: сухость и шелушение кожи, ломка ногтей, появление на ногтевых пластинах белых поперечных полосок, интенсивное выпадение волос. Эти симптомы сопровождаются повышением нервной возбудимости, утомляемостью, головными болями. В высоких дозах *Tl* чрезвычайно токсичен для теплокровных животных и человека. Летальная доза для человека – 14 мг/кг массы тела [65]. Эффективных методов борьбы с *Tl*-интоксикацией в настоящее время не известно.

Tl относится к химическим элементам 1 класса экологической опасности. ПДК в воде и природных растворах – 0,0001 мг/л [42].

Скандий (Sc)

Кларк для земной коры (лито-, атмо-, гидросфера), % - 0,001 [39], ат.м.- 44,96.

Sc относится к редкоземельным элементам. Однако его содержание в земной коре выше, чем *Tl*. Естественными источниками поступления *Sc* в ландшафтную оболочку являются магматические и гидротермические процессы. Наиболее высокие естественные концентрации характерны для магматических пород основного состава, отложений, обогащенных фосфором, органомных полезных ископаемых – торфа, угля, нефти [43]. Содержание *Sc* в почвенном покрове колеблется от 0,5 до 45 мг/кг сухой массы [43]. Наибольшие значения характерны для почв, загрязненных в результате антропогенного рассеивания этого элемента. Основными источниками антропогенного рассеивания *Sc* являются переработка нефти, выбросы ТЭС, продукты сжигания угля и торфа [66].

Распределение *Sc* по профилю почв коррелирует с содержанием органического вещества и глины, поэтому наиболее высокие концентрации обычны для верхней части профиля. В подзолистых почвах максимум насыщенности приурочен к иллювиальному горизонту. В связи с тем, что *Sc* легко связывается соединениями фосфора (PO_4), его биологическая активность в почвах и способность переходить из почвенного субстрата в растительность зависит от содержания подвижных форм фосфора. В целом насыщенность растительного покрова *Sc* сравнительно невелика. Анализируя известные результаты исследований

фитомассы на присутствие этого элемента, А.Кабата-Пендиас [43] отметил, что наиболее высокое из известных содержаний – 0,63 мг/кг сухой массы – характерно для корней злаков. Экологическое своеобразие S_c в том, что он не накапливается в значительных количествах, как например, другие элементы, в низшей растительности. Содержание S_c в лишайниках, мхах и грибах значительно ниже, чем в корнях высшей растительности, во всех установленных случаях оно не превышало 0,3 мг/кг [43]. Воздействие высоких концентраций S_c на теплокровных животных и человека не изучено. ПДК – не разработаны.

Иттрий (Y)

Кларк для земной коры (лито-, атмо-, гидросфера), % - 0,0028 [39], ат.м.- 88,91.

Y – обычный для земной коры элемент из группы редкоземельных. Повышенное содержание, характеризующее литосферное распространение Y, типично для гидротермально измененных гранитов, сиенитов, некоторых других метаморфических пород, а также – для собственных минералов Y, которых насчитывается 65 [39]. Обычные формы соединений Y в природе – оксиды, карбонаты, фосфаты, фториды. В настоящее время наиболее высокие концентрации Y обнаружены в его промышленных россыпных месторождениях в виде минерала фергусонита.

Данных о содержании Y в биогенных компонентах ландшафтной оболочки крайне мало. Наибольший объем информации приведен в монографии А.Кабата-Пендиас и др. [43], для территорий Западной Европы и Северной Америки. Среднее содержание Y в почвах США составляет около 25 мг/кг (варьирует от 10 до 150 мг/кг). В Польше эти значения ниже, средняя величина насыщенности почв Y составляет здесь 10 мг/кг. Содержание Y в фитомассе колеблется в широких пределах. В зависимости от видовой принадлежности и морфологической части растения оно может составлять от 0,01 до 7 мг/кг сухой массы [43]. Наибольшие значения относятся к мхам и лишайникам. Имеются данные о содержании Y до 200 мг/кг фитомассы в мхах индустриальных регионов мира [67].

ПДК на Y не разработаны.

Лантан (La)

Кларк для земной коры (лито-, атмо-, гидросфера), % - 0,000016 [39], ат.м.- 138,9.

La – редкоземельный элемент, возглавляющий группу из 15 химических элементов под общим названием «лантаниды». Геохимические свойства лантанидов сходны. Все они имеют пониженное содержание в породах основного состава, концентрируются преимущественно на глинистых отложениях и в фосфоритах. В природе *La* присутствует в виде двух естественных изотопов - ¹³⁸*La* (0,1 %) и ¹³⁹*La* (99,9 %) [39]. Первый радиоактивен и встречается в незначительных концентрациях.

Данных о содержании *La* в биогенных компонентах крайне мало. Достоверные сведения имеются только для территории США, причем, для районов, загрязненных *La* в связи с деятельностью атомной энергетики. Согласно расчетам насыщенность почв производными данного элемента составляет здесь в среднем 47 мг/кг [43].

В экологическом отношении *La* не изучен; ПДК – не разработаны.

4.4. ЭЛЕМЕНТЫ IV ГРУППЫ

Состав группы специфичен. В нее входят широко распространенные в природе неметаллы – *C* и *Si*; тяжелые металлы – *Sn* и *Pb* и др.; легкий металл – *Ti*; редкие и рассеянные элементы – *Ge*, *Zr*, *Hf*. Геохимические свойства перечисленных элементов, а также их экологическая значимость весьма разнообразны. К сожалению, до настоящего времени экологические особенности многих элементов группы изучены крайне слабо.

Углерод (C)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,35 [40], ат.м. – 12,01.

C - обычный, широко распространенный в ландшафтной оболочке элемент. Наиболее известные природные его формы – уголь, графит, алмаз. Концентрация *C* в ландшафтообразующих компонентах нарастает от магматических пород, содержащих в среднем 0,01-0,03 %, к осадочным, в которых достигает

максимальных значений - 96 % (антрацит). В почвенном покрове, в среднем, содержится около 1 % массы, в растительности - до 50 % (древесина), в живом веществе – 18 % [39]. Важное значение *C* для биоты делает его незаменимым биофильным элементом.

Естественными источниками *C* в ландшафтной сфере являются вулканы. На протяжении геологической истории Земли, выделяясь из ее недр в составе газов, *C* участвовал в формировании земной атмосферы. Относительно невысокое современное его содержание в атмосфере обусловлено консервацией этого элемента в гидро- и литогенных компонентах. По расчетам В.В.Добровольского [9] масса литосферного *C* достигает сейчас $38600 \cdot 10^9$ т, значительный объем *C*, примерно $1500 \cdot 10^9$ т, сконцентрирован в органическом веществе.

В ландшафтной оболочке происходит непрерывный круговорот *C*, важнейшим звеном которого является биота. С ее помощью, благодаря фотосинтезу, этот элемент овеществляется в биомассу. Источниками *C* для фотосинтеза являются почва и воздушная среда. Используя *C* для биопродуцирования, растительность возвращает его с опадом в педосферу. В процессе деструкции опада почвенными микроорганизмами углерод в форме CO_2 возвращается в атмосферу, где вновь захватывается фитомассой, и цикл повторяется. Этот процесс регулирует газовый состав атмосферы. Сбалансированность содержания CO_2 в воздушной оболочке Земли обеспечивает сложившийся температурный режим ландшафтной сферы: молекулы CO_2 являются важнейшей составной частью теплового экрана Земли.

Биологический круговорот, охарактеризованный выше, - неотъемлемая часть большого геологического круговорота рассматриваемого элемента. Важнейшая – геохимическая - его составляющая обусловлена взаимодействием атмосферного CO_2 с подстилающей поверхностью, в наибольшей степени – с поверхностью мирового океана, который может являться в зависимости от условий как концентратором, так и источником оксидов *C*. Обе составляющие большого круговорота не замкнуты, часть *C* выходит из природных циклов и консервируется литосферой, образуя геохимические аномалии в виде залежей биогенного *C* - каменного угля, нефти, газа. Наряду с биогенным *C* в природе существуют и первичные минеральные его формы, не прошедшие через биологические структуры. С глубокой древности известны две кристаллические разновидности минерального *C* – графит и алмаз. Кроме них, в земной коре распространено свыше

100 минералов, содержащих значительные количества C - кальцит, доломит и др.

Основная геохимическая особенность C , определяющая его экологическую специфику - инертность в нормальных условиях среды. Химическую активность C начинает проявлять при температуре свыше $300^{\circ}C$. В таких условиях он обнаруживает сильные восстановительные свойства и взаимодействует со многими элементами, в том числе, с кислородом воздуха, образуя оксид и диоксид – CO , CO_2 . При высокой температуре (свыше $1000^{\circ}C$) C взаимодействует с металлами, в результате чего образуются карбиды – соединения, практически нерастворимые в обычных органических и неорганических растворителях, поэтому крайне слабо мигрирующие в среде обитания. Карбиды – это потенциальный запас углерода, временно изъятый из биохимических процессов.

Процесс антропогенного рассеивания C в ландшафтной сфере начался давно, с тех пор как человек научился пользоваться огнем. Первым источником антропогенного рассеивания этого элемента был зажженный человеком костер. Сжигание ископаемого топлива до настоящего времени является важнейшим фактором антропогенного рассеивания C : тепловые электростанции, термические цеха промышленных предприятий, коксохимия, двигатели внутреннего сгорания и многие другие отрасли вносят лепту в этот процесс. Антропогенные формы представлены преимущественно оксидами - CO и CO_2 . Увеличение их концентрации ведет к нарушению газового равновесия в атмосфере Земли, формированию так называемого «парникового» эффекта, к глобальному потеплению. Негативные последствия этого процесса человечество уже ощутило. Процесс потепления сопровождается деформациями атмосферной циркуляции, следствием чего являются многочисленные климатические катаклизмы (ураганы, торнадо, ливни и снегопады) в ландшафтной оболочке.

Наряду с рассмотренными последствиями, CO и CO_2 оказывают локальное воздействие на среду обитания, на биоту и на человека как биологический вид, поскольку в больших концентрациях они токсичны для живого. Вдыхание даже незначительных доз CO вызывает у человека головную боль, снижает умственную деятельность. Продолжительное пребывание в среде, загрязненной этим оксидом, чревато летальным исходом

для теплокровных животных и человека, наступающим в течение 1 часа при концентрации CO во вдыхаемом воздухе 1000 млн^{-1} [68].

Кремний (Si)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 26,00 [40], ат.м. – 28,09.

Величина кларка свидетельствует о широком распространении Si в земной коре. Он является основным породообразующим элементом литосферы. Естественные источники Si в ландшафтной оболочке - магматические расплавы, изливающиеся из недр Земли. Наиболее обычной формой кремния в ландшафтной сфере является оксид – SiO_2 , составляющий основу большой группы силикатных минералов (кварц, опал, горный хрусталь, цитрин, аметист, халцедон и др.) и пород (кварциты, кварцевые пески и др.) [39].

Силикаты устойчивы в нормальных условиях природной среды, тем не менее, роль их в ландшафтообразовании огромна. Они структурируют лито- и педосустрат. Будучи слабо подвижными в кислых и обогащенных фосфором почвах, при щелочной реакции среды силикаты приобретают способность к растворению и становятся источниками поступления Si в почвенный раствор. Этому же способствует органическое вещество почв. Чем более обогащена почва органическим веществом, тем выше в ней содержание подвижного Si . Концентрация кремния в почвенных растворах по данным разных авторов колеблется от 1 до 200 мг/л [43].

Из почв подвижные формы Si легко переходят в растительность. Среднее нормальное содержание этого элемента в растениях от 0,04 до 1,2 мг/кг [43]. Однако имеется множество растительных видов, накапливающих Si в больших количествах без ущерба для продуцирования. Из растений средней полосы России такими концентраторами являются: хвощ, осока, крапива. Эти виды могут накапливать Si в количествах до 10 % их массы. Наиболее активно рассматриваемый элемент концентрируется в растительном покрове субтропических и тропических поясов, отдельные виды которого накапливают громадное количество Si , например, бамбук – до 90 % зольной массы [19]. Физиологическая роль Si в растениях определяется его способностью концентрироваться в стенках сосудистых тканей. Для растительности это имеет двоякое значение: во-первых, повышает

ее устойчивость к инфекции; во-вторых, снижает транспирационную активность, увеличивая, таким образом, засухоустойчивость.

Очень важен Si для животных и человека. У живых организмов он отвечает за образование твердого скелета. Особенно много Si накапливается в морских организмах, которые, отмирая, формируют на дне океанических акваторий мощные органогенные толщи кремнистых пород. В организм человека необходимое количество Si поступает с пищей. Кроме того, этот элемент может поступать и воздушным путем, с пылью. В этом случае, проникая через дыхательные пути во внутренние органы, он накапливается в легочной ткани и может вызвать опасное заболевание «силикоз».

В связи со значительной распространенностью и относительной экологической нейтральностью Si не рассматривается в составе загрязнителей среды обитания.

Германий (Ge)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,00015 [39], ат.м. – 72,59.

В отличие от рассмотренных выше, широко распространенных в ландшафтной оболочке представителей группы, Ge относится к рассеянным элементам. Его функциональное значение в ландшафтных процессах сходно с Si. В естественных природных условиях наиболее высокие концентрации Ge тяготеют к магматическим породам. Из них в результате выветривания он освобождается и рассеивается в литосфере, осаждаясь на глинах и в органическом веществе. Это определяет повышенную – до 0,1 % - концентрацию Ge в ископаемых углях [39].

В процессе биогенного и физико-химического рассеивания Ge обогащает почвы. Содержание его в почвенном покрове, по данным А.Кабата-Пендиас и др. [43], довольно однородно - около 1 мг/кг почвенного субстрата. Механизм поступления Ge в растительность не изучен. Средние концентрации в фитомассе определены только для территории США и колеблются от 0,01 до 0,10 мг/кг сухой массы [43].

Антропогенное рассеивание Ge связано с цветной металлургией и сжиганием ископаемых углей, однако в настоящее время практически не изучено, как не изучены и биофизиологические функции этого элемента. Имеются данные,

указывающие на фитотоксичность *Ge* и склонность его к аккумуляции в растениях риса [69], тем не менее экологические последствия биогенной концентрации никем не рассматривались.

Класс экологической опасности не присвоен. ПДК не рассчитаны.

Олово (Sn)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,0006 [40], ат.м. – 118,69.

Кларк и атомная масса *Sn* свидетельствуют о его принадлежности к микроэлементам - тяжелым металлам. Источниками поступления *Sn* в ландшафтную сферу являются магматические процессы. Наиболее обогащены этим элементом кислые магматические расплавы. Для коры выветривания характерны очаги аккумуляции *Sn*, сопряженные, как и у всех тяжелых металлов, с распространением глинистых частиц и органических отложений. В природе *Sn* образует несколько устойчивых соединений, наиболее распространенным из которых является диоксид - SnO_2 – названный касситеритом (оловянная руда). В естественных природных условиях оксиды *Sn* относительно устойчивы.

Распространение и поведение *Sn* в почвенно-биогенных компонентах ландшафтной сферы изучено слабо. По данным А.П.Виноградова [8], диапазон колебаний содержания этого элемента в почвенном покрове составляет 1-11 мг/кг. Зарубежные авторы приводят более низкие значения, не превышающие для верхних горизонтов почвенного покрова 1,1 мг/кг [50]. Очевидно, растения легко поглощают этот элемент из почвенного субстрата, поскольку теми же авторами установлены широкие пределы его варьирования в фитомассе - 0,2 - 1,9 мг/кг. Подвижность и биодоступность *Sn*, аналогично прочим тяжелым металлам, зависит от кислотности среды и увеличивается при изменении рН в сторону подкисления [43].

Данные о содержании *Sn* в растительности немногочисленны. Из опубликованных сведений следует, что обычные концентрации этого элемента в фитомассе не превышают 1,0 мг/кг, причем, наиболее высокое содержание характерно для корневых систем [43]. Некоторые виды растений, проявляя избирательность к *Sn*, накапливают его в количествах, значительно превышающих указанный предел. Судя по опубликованным

данным, наиболее активными концентраторами этого элемента являются осоки, мхи, зерно пшеницы и кукурузы. Последняя может накапливать Sn в зерне до 2,9 мг/кг и способствует обогащению им пищевой цепи. Имеются сведения о более высоком содержании Sn в растительности, обусловленном антропогенным рассеиванием этого элемента. Так, в сахарной свекле, выращенной на загрязненной почве в ареале рассеивания выбросов химической фабрики, установлено содержание Sn , превышающее 1000 мг/кг сухой массы [43].

Несмотря на то, что высокая токсичность Sn доказана на многочисленных примерах, экологическая его опасность в полной мере не оценена. Класс опасности элементу не присвоен. ПДК не рассчитаны.

Свинец (Pb)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,0016 [40], ат.м. – 207,2.

Pb – типичный тяжелый металл. Естественными источниками поступления его в ландшафтную оболочку являются вулканические процессы. Несмотря на сравнительно низкий кларк, Pb широко распространен в ландшафтной оболочке, главным образом, в литосферном компоненте. Основная масса природного Pb представлена относительно устойчивыми соединениями – сульфидами, сульфатами и карбонатами. Из состава литосферных пород наибольшей концентрацией Pb (10-40 мг/кг) отличаются кислые магматические породы и глины, сформировавшиеся на основе продуктов их выветривания [39].

Естественное содержание Pb в почвенном покрове, по данным А.Кабата-Пендиас и др. [43], наследуется от материнских пород. В связи со склонностью к адсорбции на глинах и органическом веществе в почвенном профиле Pb распределяется соответственно этим компонентам - наибольшие концентрации всегда обнаруживаются в глинистых и насыщенных органикой горизонтах. Естественные средние валовые концентрации Pb для разных типов почв варьируют в сравнительно небольших пределах, от 17 до 26 мг/кг сухой массы субстрата [50].

Биологическая активность почвенных форм Pb определяется значением pH почвенных растворов и пропорционально нарастает по мере повышения кислотности. Наиболее высокая активность отмечена при pH 5,4 [43]. В почвах с нейтральной или щелочной

реакцией среды подвижность *Pb* весьма незначительна. Из кислых почв *Pb* активно поглощается растительностью, поступая в биологический круговорот. В настоящее время установлено, что фитомасса поглощает этот элемент двояко: из почвенного покрова, благодаря корневым системам, и из загрязненного воздуха через листовые пластины. При отсутствии атмосферической нагрузки концентрация *Pb* в фитомассе коррелирует с содержанием в почвенном субстрате [70]. Среднее нормальное природное содержание *Pb* в золе растений не превышает 10,0 мг/кг [71], то есть, менее 0,2 мг/кг сухой массы.

Pb - типичный технофильный элемент. Уровень его хозяйственного использования год от года увеличивается, вместе с ним растет объем техногенного рассеивания *Pb* в ландшафтной сфере. Известны два основных потока рассеивания этого элемента – водный и атмосферный. Первый обусловлен сбросами сточных вод, содержащих соединения *Pb*; второй – пылевыми выбросами, насыщенными *Pb*, в воздушную среду. Источниками загрязняющих выбросов являются предприятия металлургической, машиностроительной, химической, лакокрасочной, полиграфической промышленности. По данным Ю.Е.Саета [5] в пыли этих предприятий содержание *Pb* колеблется от 250 до 6000 мг/кг. Активными агентами антропогенного рассеивания являются добыча и переработка руд, содержащих *Pb*, сжигание ископаемого топлива, главным образом, угля. В почвах вокруг свинцово-цинковых рудников и ареалов рассеивания выбросов ТЭС концентрации *Pb* могут превышать 3000 мг/кг [5].

Несмотря на значительную роль перечисленных производств в рассеивании *Pb*, они уступают по объему его выбросов в среду обитания основному источнику антропогенного рассеивания – автотранспорту. По данным экологических исследований автомобиль средней мощности при использовании этилированного бензина выбрасывает в атмосферу *Pb* в объеме около 1 кг/год [71]. В пересчете на количество автотранспорта суммарный объем выбросов *Pb* для среднего российского города составляет порядка 1000 т/год.

Большая часть *Pb*, выбрасываемого транспортными средствами, депонируется почвенно-растительным покровом придорожной полосы, шириной до 150 м, и может достигать здесь концентраций, в сотни раз превышающих фоновое содержание [35]. Период полураспада токсичных производных *Pb* в почвенном покрове очень длительный, по различным данным он составляет от

740 до 5900 лет [9;38;43], поэтому при продолжительном воздействии даже малых доз этого загрязнителя формируются локальные очаги загрязнения с очень высокой концентрацией. Наиболее мелкодисперсная часть выбросов длительное время пребывает в воздушной среде, поэтому содержание *Pb* в воздухе над автомагистралями с постоянным движением может достигать 0,03-6,4 мкг/м³ [5], в сотни и тысячи раз превышая норму - 0,0006 мкг/м³ - регламентируемую гигиеническими критериями [72].

Естественное, без влияния антропогенной нагрузки, содержание *Pb* в растениях подчинено пространственной упорядоченности. Отражая геохимические особенности покровных отложений и почв в целом, оно примерно одинаково для растительного покрова ландшафтов одного типологического ранга. Так, В.В.Добровольский [9] отмечает, что растительный покров гумидных ландшафтов концентрирует *Pb* значительно активнее, чем растительность аридных ландшафтов. Кроме того, в равных условиях среды разные виды растений аккумулируют этот тяжелый металл неодинаково. При нормальной концентрации *Pb* около 0,2 мг/кг сухой растительной массы некоторые растения могут накапливать до 1-10 мг/кг. Повышенной биоаккумуляционной активностью к *Pb* отличаются мхи, лишайники, черничник, папоротники, хвощ. Для таежной зоны России рекордсменом является листовая зелень салата, которая может накапливать *Pb* в концентрациях свыше 15 мг/кг [73].

Нами изучалось содержание *Pb* в почвенно-растительном покрове старейшего горнорудного и угледобывающего региона России – Горнозаводского Урала. Установлено, что концентрация этого элемента в почвенном субстрате аккумулятивного горизонта варьирует от 15,6 до 277,8 мг/кг в зависимости от типологической принадлежности почвы и от уровня техногенной нагрузки. Максимальные значения характерны для наиболее урбанизированной территории, г. Перми, и характеризуют насыщенность верхнего слоя газонной почвы городского центра. Содержание *Pb* в листовой зелени липы, произрастающей на данной почве, составило при этом 13,0 мг/кг сухой массы [75]. Фоновое содержание *Pb* в таежных подзолистых и дерново-подзолистых почвах региона колеблется от 19,8 – в северной, периферийной его части, до 35,5 мг/кг - в южной, более урбанизированной. Здесь отчетливо проявляется влияние Кизеловско-Губахинской и Чусовской промышленных агломераций, специализация которых (угледобыча,

углепереработка, черная металлургия) на протяжении нескольких десятилетий определяет характер загрязняющих выбросов.

С содержанием *Pb* в почвах коррелирует насыщенность этим элементом растительности. Фоновая концентрация *Pb* в фитомассе одного и того же вида (листва березы плосколистной) северной части региона Горнозаводского Урала составляет 0,12 мг/кг сухой массы, в южной – 0,71. На урбанизированных территориях концентрация этого элемента значительно выше. В листве березы она составляет 3,2-4,9, в листовой зелени капусты с огородов в черте города – 3,5-4,5 мг/кг [76]. Настораживает факт неуклонного нарастания концентрации *Pb* в почвенно-растительном покрове не только загрязненных урбанизированных ландшафтов, но и особо охраняемых территорий, удаленных от промышленных объектов на значительное расстояние. Так, например, за последнее десятилетие (1991-2001 гг.) содержание *Pb* в аккумулятивном горизонте таежных подзолистых почв заповедника “Басеги” увеличилось от 17,7 до 24,2 мг/кг [77].

Последствия загрязнения природной среды этим элементом в настоящее время изучены достаточно глубоко для объективной оценки экологической опасности. В растительных клетках *Pb* отлагается на стенках, ингибируя процесс фотосинтеза. В ряде работ описано его токсическое действие на физиологические процессы в растениях [5;35;41;43 и др.], однако описанные симптомы не специфичны, они похожи на последствия влияния других загрязнителей (задержка развития, хлороз и т.п.), поэтому идентифицировать свинцовую интоксикацию по внешним проявлениям сложно. Рассматриваемый элемент очень токсичен, развитие негативной реакции у большинства видов растений наступает при концентрации *Pb* около 1,0 мг/кг сухой массы [43].

Токсичное действие *Pb* ярко выражено не только по отношению к растительности, но и к теплокровным организмам, включая человека. На белковый субстрат этот элемент действует как протоплазменный яд, денатурирующий белок, разрушающий эритроциты, резко снижающий содержание гемоглобина в крови. В экспериментах на животных установлено, что при длительном, на протяжении 6 месяцев по 6 ч. в сутки, атмосферном воздействии оксида *Pb* в концентрации не более 10 мкг/м³, он вызывает функциональные нарушения высшей нервной деятельности, ведущие к дебилизму. Особенно ярко это следствие проявляется у детей, задерживая развитие и нанося непоправимый вред центральной нервной системе [35].

В организм животных и человека *Pb* поступает не только с воздухом, значительная его часть поглощается с водой и пищей. Допустимая суточная доза для человека: 0,5 мг – для взрослого; 0,2 мг – для ребенка. Обладая кумулятивным действием, *Pb* крайне медленно выводится из организма, преимущественно, с мочой. При этом поражаются почки и половые органы, ослабляется репродуктивная функция организма. Имеются данные, свидетельствующие о канцерогенном воздействии *Pb* на организм человека [74].

В связи с широким использованием *Pb* опасность свинцового отравления подстерегает даже в быту. Широко известны случаи отравлений при использовании глиняной посуды, покрытой глазурью, в которой в качестве красящего пигмента использован *Pb*. В своей работе Р.Р.Брукс [37] приводит данные о том, что такие случаи были описаны еще во времена Римской империи. С точки зрения некоторых историков именно повсеместное хранение вина в глазурованной таре, приобретающего в результате этого токсичные, губительные для человека свойства, стало причиной упадка древней цивилизации Рима. Долгое время *Pb* широко использовался для пигментирования технических и бытовых красок, применявшихся для окрашивания не только наружных, но и внутренних поверхностей помещений, жилищ. Внутри помещений такая краска, благодаря испарению и пылению, создавала опасную для здоровья человека концентрацию *Pb* в воздухе.

Pb относится к химическим элементам I класса экологической опасности. ПДК в воде: рыбохозяйственных водоемов - 0,01 мг/л; прочих – 0,03 мг/л [42]. ПДК в почвах сельскохозяйственного назначения – 30,0 мг/кг [47]. ПДК в растительных продуктах питания 0,5 мг/кг [62]. ПДУ в продуктах питания для детей 0,2 мг/кг [47].

Титан (Ti)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,61 [40], ат.м. – 47,88.

Ti – широко распространенный в ландшафтной оболочке химический элемент, устойчивый в естественных природных соединениях. Существует в форме оксидов, силикатов и других естественных соединений.

Концентрация Ti в компонентах ландшафтной оболочки в большинстве случаев определяется содержанием в первичных магматических породах. Насыщенность этим элементом верхнего почвенного горизонта колеблется от 0,1 до 0,9 %, в среднем составляя 0,35 % [43] или 10-5000 мг/кг [48]. Наибольшее содержание характерно для минеральных почв жаркого пояса, наименьшее – для почв, богатых органическим веществом. Уровень концентрации Ti в растениях в большинстве случаев не выходит за пределы 0,15-80 мг/кг сухой массы. Однако имеются растения – активные концентраторы этого элемента. По данным А.Кабата-Пендиас и др. [43], к таковым относятся: хвощ, крапива и диатомовые водоросли. В последних содержание Ti может достигать 1500 мг/кг при наличии высокого содержания в среде.

Ti широко используется в производстве титановых сплавов для нужд авиации и ракетостроения, для изготовления титановых красок, постепенно вытесняющих экологически опасные краски на основе свинцовых пигментов, в станкостроении, поэтому он подвержен процессу антропогенного рассеивания наряду с прочими металлами. Нами выполнены исследования по оценке содержания Ti в ландшафтообразующих компонентах в пределах ареала рассеивания выбросов Березниковского титано-магниевого комбината. Установлено, что в дерново-подзолистой почве рассматриваемой территории Ti присутствует в концентрациях от 5207 до 9570 мг/кг сухой почвы, что значительно выше фона - 4320 мг/кг. Для растительности ареала рассеивания также характерны повышенные концентрации Ti . Максимальное содержание - 745,3 мг/кг сухой массы – установлено у зеленых мхов, минимальное - 7,2 мг/кг – в хвое ели. Значительными концентрациями отличались: листва березы – от 56,0 до 255,3 мг/кг сухой массы; хвощ - от 84,9 до 103,2 мг/кг сухой массы и бобовые виды растений – до 72,8 мг/кг.

Биохимическая роль Ti не установлена. С точки зрения зарубежных экологов этот элемент экологической опасности не представляет.

Цирконий (Zr)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,017 [39], ат.м. – 91,22.

Zr – относительно широко распространенный в ландшафтной сфере тяжелый металл. Большая часть соединений

этого элемента химически малоактивна, поэтому устойчива в нормальных природных условиях. Содержание Zr в литосфере колеблется от 20 до 500 мг/кг, наименьшие концентрации характерны для основных и ультраосновных пород, в остальных типах пород распределяется относительно равномерно [39]. В связи с устойчивостью в условиях ландшафтной оболочки соединения Zr образуют россыпные месторождения с промышленными концентрациями.

Слабая подвижность сохраняется у этого элемента и в биогенных компонентах ландшафтообразования. Содержание Zr в почвах имеет унаследованный от горных пород характер. Эта особенность сглаживает различия в содержании Zr для разных типов почв. Среднее содержание Zr в почвенном покрове по оценке А.Кабата-Пендиас и др. [43] составляет 224-350 мг/кг, при этом наблюдаются значительные колебания в содержаниях, обусловленные концентрацией этого элемента в материнской породе. При изучении валового микроэлементного состава почв на территории средней тайги Западного Урала нами обнаружены варьирования концентраций Zr в пределах от 89,3 до 356,7 мг/кг сухой почвы.

В связи с малой подвижностью и слабой растворимостью Zr в почвах доступность его для растений крайне низка. Среднее содержание в фитомассе по различным данным колеблется в пределах 0,005-0,2 мг/кг, в единичных случаях выходя за указанные рамки - до 2,3 мг/кг (в арахисе) и 2,6 мг/кг (в стручках фасоли) [43]. Для средней тайги Западного Урала нами выявлены концентрации: 1,3 мг/кг сухой массы - средняя для таежной растительной формации; наибольшая – 16,1 мг/кг – для зеленых мхов. Имеются данные о том, что данный элемент проявляет склонность накапливаться в корневых системах, особенно в клубеньках бобовых видов, а также во мхах и лишайниках до концентраций 10-20 мг/кг сухой массы [78].

Изучение физиологического влияния Zr на растительность и животных показало, что она пренебрежительно мала. С единой точки зрения отечественных и зарубежных экологов Zr – наименее токсичный элемент из группы тяжелых металлов. Исключением является искусственный радиоактивный изотоп ^{95}Zr , проникающий с частицами пыли и с пищей в организмы растений, животных, человека и оказывающий на них пагубное воздействие, подобное прочим радионуклидам. Период полураспада ^{95}Zr 65,3 суток [39]. Класс опасности не присвоен. ПДК не разработаны.

Гафний (Hf)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,0017 [39], ат.м. - 178,5.

Очень близок рассмотренному выше Zr по природным свойствам его сосед по группе – Hf. Поскольку распространенность Hf в ландшафтной оболочке ниже, чем Zr, с которым он сходен в природном отношении, этот элемент рассматривается как представляющий экологическую опасность. Класс опасности не присвоен. ПДК не разработаны

4.5. ЭЛЕМЕНТЫ V ГРУППЫ

В составе группы 9 элементов, существенно различающихся в экологическом отношении. Возглавляют группу N и P – широко распространенные биофильные элементы, определяющие уровень продуктивности ландшафтов; наряду с ними представлены биофобные металлоиды – As и Sb; тяжелые металлы – Bi, V; рассеянные элементы – Ni, Ta.

Азот (N)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,04 [40], ат.м. - 14,01.

В ландшафтной оболочке N менее распространен, чем C, возглавляющий предыдущую группу химических элементов, однако редким он не является. Важность этого элемента связана с тем, что без него немыслима белковая молекула, поэтому невозможна жизнь в земном ее понимании. N – важнейший биогенный элемент.

Основная масса N сосредоточена в атмосфере ландшафтной оболочки в виде газов, объем которых оценивается величиной, равной $5 \cdot 10^{15}$ т [9]. Ежегодно сюда дополнительно поступает около 2 млн.т этого элемента в результате вулканических процессов, являющихся основными источниками ювенильного N. Немногим более – 2,5 млн.т – фиксируется в процессе ионизации атмосферы под воздействием космического излучения и грозových разрядов [22]. Запасы N в ландшафтной оболочке огромны и в связи с постоянным их пополнением неисчерпаемы.

В биотических процессах может использоваться не всякий N , а только так называемый «фиксированный», то есть представленный доступными для биоты формами химических соединений. Часть «фиксированного» N поступает с осадками из атмосферы, но основной его объем производится почвенными микроорганизмами и некоторыми видами растений. Известна роль в этом процессе бобовых видов травянистых, кустарниковых и древесных растений, азотфиксация которыми осуществляется благодаря их симбиозу с клубеньковыми бактериями.

В ландшафтной оболочке непрерывно протекает круговорот N . На первой его стадии этот элемент фиксируется растительностью, поступает в пищевую цепь, в живые организмы. Отмирая, растительные и живые организмы возвращают N в почву, из которой он частично вновь поглощается биотой, частично, под влиянием деятельности бактерий-денитрификаторов, возвращается в атмосферу. Без деятельности бактерий, освобождающих биогенный N , большая часть его в настоящее время находилась бы в связанном состоянии в океанах и осадочных горных породах. Под влиянием условий, препятствующих деятельности денитрифицирующих бактерий, часть N сконцентрирована в литосфере в виде природных нитратных соединений и ископаемого топлива – угля и нефти. Миллионы лет глобальный круговорот N в ландшафтной сфере был сбалансирован. С появлением человека этот баланс начал неуклонно нарушаться.

Развивая промышленное производство, человек создал в ландшафтной оболочке мощный антропогенный источник N . Антропогенные формы этого элемента – главным образом, NO и NO^2 – мало распространены в естественных природных условиях, поэтому играют роль загрязнителей природной среды. Ежегодный выброс этих соединений в атмосферу к концу второго тысячелетия достиг 50 млн.т [79], то есть превысил общий объем естественного поступления N более, чем в 10 раз. Согласно статистике 30 % общего объема антропогенных выбросов NO и NO^2 приходится на объекты теплоэнергетики; 38 % - доля автотранспорта; 20 % - промышленности; остальное – прочие источники [79], среди которых особое беспокойство у экологов вызывают выбросы двигателей сверхзвуковых самолетов в сфере озонового экрана. Установлено, что NO в атмосфере активно реагирует с O_3 , вызывая его разрушение [79]. Оксиды N , наряду с некоторыми другими оксидами, ведут к закислению компонентов ландшафтной

оболочки, поскольку во влажном атмосферном воздухе они превращаются в азотную и азотистую кислоты.

Кислотные дожди оказывают пагубное воздействие на биоту. Страдают все ее составляющие, в первую очередь, почвенные микробиологические комплексы. С их ослаблением почвенные процессы угасают. Почва уплотняется, утрачивает плодородие, изменяется ее pH в сторону подкисления, активизируя растворение солей металлов, в том числе, высокотоксичных. Вследствие этого растительность, являющаяся начальным звеном пищевой цепи, вовлекает в биологический процесс большие дозы биофобных элементов. Чем выше кислотность среды, тем больше тяжелых металлов (*Hg*, *Pb*, *Cd* и др.) поступает в живые организмы. Попадая в водоемы, кислотные дожди подкисляют поверхностные воды и вызывают негативные процессы в водных ценозах. Большая часть гидробионтов (земноводные, рыбы, планктонные и др. организмы) не может существовать в воде с pH ниже 4,5 [23].

Антропогенные производные *N* оказывают негативное воздействие на биоту не только за счет изменения кислотности среды, но и за счет непосредственного воздействия на физиологические функции. В 1992 г. экологи назвали *NO* молекулой года [79]. Установлено, что при ее содержании в воздушной среде всего 0,08 мг/м³ (а для *NO*² еще меньше – 0,01) рост и развитие большей части растительных видов угасает. Этот процесс сопровождается характерными внешними признаками, которые можно рассматривать в качестве индикационных: у листовых пластин разрушаются края, листья скручиваются внутрь; при длительном воздействии - листовые пластины отмирают.

Оксиды *N* оказывают негативное воздействие не только на растительность, но и на теплокровные организмы. В концентрациях, свыше 85 мкг/м³ воздуха, эти соединения токсичны для человека [79; 80]. Они действуют на слизистые оболочки дыхательных путей, вызывая отек и дегенерацию тканей, нарушают обмен веществ, тканевое дыхание, влияют на иммунную систему организма, деятельность щитовидной железы, вызывают онкологические заболевания [74;80]. Учеными-гигиенистами установлено, что опасность поглощения высоких доз *NO* и *NO*² реально существует даже в быту. Опасные для здоровья человека концентрации оксидов *N* в воздухе всегда имеют место на кухнях с газовыми плитами при отсутствии вытяжки [79].

С рассматриваемым элементом связано загрязнение среды не только оксидами, но и нитратами – солями азотной кислоты.

Нитратная проблема появилась с применением азотных удобрений в сельском хозяйстве. Несбалансированное их внесение в почву ведет к увеличению содержания нитратной формы N в растительной продукции, которая становится опасной для употребления в пищу. Особенно большие концентрации накапливаются в листовых овощах (капуста и др.), зелени и бахчевых культурах. Нитраты растворимы в воде, поэтому очень подвижны и легко мигрируют в среде обитания, загрязняя не только почвы, растительность, но и поверхностные воды. Максимально допустимое содержание в воде - 45 мг/л [80]. При более высоких концентрациях происходит резкое повышение продуктивности водной флоры – эффект «цветения воды» – в результате чего бактерии, ответственные за денитрификацию, не успевают минерализовать столь большой объем отмирающего органического вещества. Это приводит к резкому снижению содержания в воде O_2 - водоем становится мертвым.

Употребление живыми организмами, человеком в том числе, воды или пищевых продуктов с высоким содержанием нитратов приводит к метгемоглобинемии – нарушению обмена веществ и снижению иммунитета. Нитраты выводятся из организма почками, поэтому длительное воздействие высоких доз ведет к нарушению функционирования этого важного органа. Известны случаи острого отравления с летальным исходом при употреблении в пищу продуктов, содержащих 80-1300 мг/л нитрат-ионов [80].

Класс опасности для N не установлен. ПДК рассчитаны на оксиды и нитратные соединения. ПДК нитрат-иона в воде – 9,0 мг/л [53]. ПДК на пищевые продукты растительного происхождения колеблется от 60 (фрукты и бахчевые культуры) до 2000 (листовые овощи) NO_3^-/kg [74].

Фосфор (P)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,12 [40], ат.м. – 30,97.

Наряду с N , рассмотренным выше, P входит в число важнейших биогенных элементов. Концентрация его в ландшафтной сфере значительна, однако распределен этот элемент в ландшафтообразующих компонентах неравномерно. Наибольшие концентрации, до 34 % состава, характерны для литосферы - апатитовых руд, фосфоритов, гуано. Первичными источниками P в ландшафтной оболочке являются земные недра. Обогащение этим

элементом осадочных пород обусловлено его склонностью к биогенной миграции, поэтому повышенные концентрации *P* характерны для глинистых (2070 мг/кг – в морских глинах) и карбонатных отложений [43].

Особенностью *P*, выделяющей этот элемент в ряду прочих биофилов, является отсутствие в миграционном цикле газообразных соединений, поэтому воздушным путем он может мигрировать только на частицах пыли. В природных условиях известны 3 аллотропных модификации *P*, существенно различающихся в экологическом отношении – белый *P* (минеральный), красный *P* (биогенный) и черный *P* (техногенный, полученный искусственным путем). Для первого характерна высокая химическая активность, но в воде он растворяется плохо и обладает свойством самовоспламеняться на воздухе. Эта модификация *P* биотоксична, летальная доза для теплокровных организмов – 0,1 г [81]. Красный *P* не ядовит, не воспламеняется на воздухе и является активным компонентом биогеохимического круговорота. В виде орто- и пирофосфорных кислот, а также их производных красный *P* является составной частью белковых клеток. С физиологической точки зрения эти соединения являются носителями информации и энергии в живых организмах, они определяют активность развития жизненных функций как у растений, так и у теплокровных организмов – фотосинтеза, метаболизма, размножения. Среднее содержание *P* в биоте выше, чем его среднее содержание в земной коре и составляет в тканях, мг/кг: растений – 2300-3500; животных – 18000 (морских), 44000 (наземных) [3;7].

Природный круговорот *P* в географической оболочке относительно прост. Поскольку доступные для биоты запасы этого жизненно необходимого элемента сосредоточены в литосфере, на первой ступени круговорота он поглощается корневыми системами растений, используется растительностью для продуцирования органических соединений. На второй ступени, будучи вовлеченным растительной массой в трофический цикл, проходит его и с мортмассами и экскрементами возвращается в почву и в литосферу, где под воздействием микроорганизмов минерализуется.

Нормальное, достаточное для жизнедеятельности фитомассы содержание *P* в почве составляет 1500-1800 мг/кг. Более высокие концентрации тормозят микробиологические процессы, способствуют накоплению в почвенном субстрате нитратов и

тяжелых металлов, меньшие – снижают биопродуктивность ландшафта.

Минеральные формы Р растворимы. С текучими водами они выносятся в океан, обеспечивая развитие фитопланктона и морских организмов, расположенных на более высоких ступенях трофической цепи. При этом происходит частичное выведение фосфорных соединений из круговорота, благодаря их аккумуляции на больших глубинах. Значительная часть Р возвращается из океана на сушу, благодаря птицам, питающимся рыбой, и человеку, употребляющему в пищу водные организмы. Содержание Р в водоемах подвержено сезонной динамике. Максимальные концентрации обычны для весеннего сезона, когда происходит активное выщелачивание минеральных элементов и смыв их с суши.

Важную роль в круговороте Р играет антропогенная деятельность. Этот элемент широко используется в быту, в сельском хозяйстве, в промышленности. Соединения Р - необходимые компоненты моющих средств, стиральных порошков. Попадая со сточными водами в природные водоемы, они приводят к увеличению продуктивности гидрофитов, отмершая масса которых загнивает, снижая содержание O_2 в воде, приводя к эвтрофикации водоемов, к ухудшению условий существования других форм гидробионтов. Наряду с удобрениями, Р входит в состав инсектицидов: карбофоса, тиофоса, дихлофоса и др. Высокая химическая активность этого элемента обусловила использование фосфорорганических соединений в качестве боевых отравляющих веществ психотропного действия: зарина, зомана, табуна, V-газов [82].

Р относится к химическим элементам 1 класса экологической опасности. ПДК в воде - 0,001 мг/л [42].

Мышьяк (As)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,0005 [40], ат.м. – 74,92.

As – неметалл с халькофильными свойствами, относительно мало распространенный в ландшафтной оболочке. Наибольшие его концентрации характерны для глинистых осадочных пород, но даже в них концентрации As не превышают 13,0 мг/кг [43]. Известно 120 природных минералов, содержащих As - арсенитов, все они гидротермального происхождения [39]. Эта особенность

природных форм As связана с летучестью мышьяковистых соединений при высокотемпературных процессах. Все минералы и известные соединения As растворимы в воде, тем не менее, его миграция в природных процессах незначительна из-за активной сорбции элемента на глинистых частицах и в органическом веществе.

Сорбционными особенностями обусловлено распределение этого элемента в почвенном покрове, наиболее высокие концентрации характерны для глинистых и органических горизонтов. В естественных природных условиях содержание As в почвенном субстрате обычно выше, чем в подстилающей породе и колеблется в широких пределах – от 0,1 до 22 мг/кг – достигая максимума в аллювиальных почвах [43]. Более высокие концентрации свидетельствуют об антропогенном источнике рассеивания.

Источниками антропогенного рассеивания As являются металлургические и химические предприятия, связанные с переработкой сульфидных руд и производством средств химизации для сельского хозяйства. Определенную долю в рассеивание этого элемента вносят теплоэнергетические объекты, работающие на ископаемом топливе (в 1 т угольной золы содержится около 500 г As [20]); сельское хозяйство, использующее содержащие As пестициды, военно-химические объекты. Загрязнение среды обитания этим элементом изучено фрагментарно, для отдельных стран. Имеющаяся разрозненная информация обобщена А.Кабата-Пендиас и др.[43]. Установлено, что содержание As в загрязненных почвах экономически развитых стран (Англия, Япония, США) достигает в настоящее время 0,2 %, то есть 200 мг/кг, и обусловлено, главным образом, использованием пестицидных препаратов.

Из загрязненных почв этот элемент с водой легко поглощается растениями. Причем, в отличие от многих других загрязнителей, накапливающихся преимущественно в вегетативных органах или в корневых системах, As распределяется в растительной массе относительно равномерно, охватывая даже репродуктивные части - плоды.

Концентрация для различных растительных видов колеблется от 0,009 до 1,5 мг/кг сухой массы, наиболее высокое содержание характерно для съедобных грибов и для зерновых культур – ячменя, ржи и др. Имеются сведения о содержаниях As в растительной массе, превышающих 1000 мг/кг [43].

Биохимическое воздействие *As* на растительность изучено слабо, механизм его не ясен, однако отравление растений этим элементом легко идентифицируется. Наблюдается замедление роста, фиолетовая окраска листьев, с последующим их увяданием, обесцвечивание корнеплодов. Токсичность *As* проявляет не только по отношению к растительности, но и к теплокровным организмам, в том числе, к человеку, которым в микродозах этот элемент необходим, поскольку принимает участие в нуклеиновом обмене и, таким образом, в синтезе белка [20]. При дефиците *As* у человека развивается анемия. Имеются данные, подтверждающие, что поступление в организм с пищей высоких доз *As* вызывает общую интоксикацию, с пылью при дыхании – рак легких; при длительном воздействии малых доз – разновидность сухой гангрены, названную «черная нога» [20]. В Англии был зафиксирован случай гибели 70 человек в результате употребления пива, изготовленного из зерна, обработанного пестицидами, содержащими *As*. Концентрация *As* в пиве составляла 0,0015 мг/л [37]. В повседневной жизни большую часть физиологически необходимого *As* человек получает с водой. Наиболее высокие концентрации – до 50 мг/л - характерны для глубоких грунтовых вод [20].

As относится к химическим элементам 1[74], 2[42] классов экологической опасности. ПДК в воздухе – 0,02 мкг/м³[74]. ПДК в воде - 0,05 мг/л [42]. ПДК в почвах – 2,0 мг/кг [47]. ПДК в пищевой растительной продукции – 0,2 мг/кг [53].

Сурьма (Sb)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,00005 [40], ат.м. – 121,75.

По природным свойствам *Sb*, будучи халькофильным неметаллом, сходна с *As* и является его миграционным спутником в ландшафтной оболочке. Содержание ее в почвах колеблется от 0,05 до 4 мг/кг, выше, чем в подстилающей породе. Это обусловлено склонностью *Sb* к биогенной аккумуляции и объясняет высокое ее содержание в растительности – 0,06-55 мг/кг сухой массы [43]. Наибольшие концентрации без признаков фитотоксичности характерны для растительности, произрастающей на территориях рудной минерализации. Это позволяет предполагать наличие высокого адаптационного потенциала у растений к загрязнению *Sb*.

Sb – активно рассеиваемый в результате деятельности человека химический элемент. Он поступает в среду обитания с выбросами предприятий цветной и черной металлургии, при производстве цемента, кирпича, при сжигании ископаемого топлива [43]. Токсичность *Sb* по отношению к теплокровным организмам сходна с *As*. Дозы, превышающие ПДК, при кратковременном воздействии вызывают рвоту, при длительном – расстройство пищеварительного тракта, сопровождаемое безудержной рвотой, поносом, понижением температуры [37].

Sb относится к химическим элементам 2 класса экологической опасности. ПДК в воде - 0,05 мг/л [42]. ПДК в почвах – 4,5 мг/кг [47]. ПДК в пищевой растительной продукции – 0,3 мг/кг [53].

Висмут (Bi)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,00001 [40], ат.м. – 209,00.

Bi – редкий тяжелый металл. По природным свойствам он выделяется не только на фоне химических элементов группы, но и в ряду тяжелых металлов. При выветривании *Bi* проявляет склонность к образованию устойчивого в природных условиях карбонизированного соединения, обладающего крайне низкой миграционной активностью. Поэтому содержание *Bi* в компонентах ландшафтообразования всегда пропорционально его концентрации в материнских породах.

В связи с незначительным распространением и низкой миграционной активностью этот элемент крайне слабо изучен в экологическом отношении. Известно лишь, что естественное его содержание в почвах незначительно и колеблется в сравнительно узких пределах - 0,13-0,42 мг/кг [43]. Вовлечение *Bi* в биогеохимические циклы сдерживается слабой его подвижностью. По данным А.Кабата-Пендиас и др. [43] при нормальном содержании в почве *Bi* обнаруживается лишь в 15 % растительных образцов, в концентрациях, не превышающих 0,06 мг/кг сухой массы.

Bi относится к химическим элементам 2 класса экологической опасности. ПДК в воде - 0,10 мг/л [42].

Ванадий (V)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,02 [39], ат.м. – 50,95.

V – довольно распространенный в ландшафтной оболочке металл. Наибольшие его концентрации приурочены к породам основного состава, особенно, при наличии в них *Mn* и *K* [39]. Известна склонность этого элемента концентрироваться в органическом веществе, поэтому в коре выветривания он всегда обогащает органогенные отложения – сланцы, угли, сырую нефть [43].

V – активный участник биогеохимических процессов. В почвах он образует комплексы с гуминовыми кислотами, благодаря чему высоко подвижен и способен мигрировать независимо от почвенных факторов. В этой связи распределяется по почвенному профилю относительно равномерно. Исключением являются подзолистые типы почв, у которых элювиальный горизонт всегда обеднен V. Распределение по почвенному покрову подчиняется геохимическим условиям. Наиболее высокое содержание V, до 460 мг/кг, характерно для почв, формирующихся на основных породах. Средняя концентрация в почвенном покрове около 90 мг/кг сухой почвы [43].

Необходимость в этом элементе у растительности не установлена, предполагается, что если V и нужен растениям, то в очень незначительных концентрациях, не более 0,002 мг/кг [43]. Тем не менее, некоторые растительные виды, главным образом, низшие - грибы, лишайники - могут накапливать его в объеме до 180 мг/кг сухой массы [83], при средней концентрации в высшей растительности – 1,0 мг/кг [84]. Значительно увеличивается содержание V в фитомассе, произрастающей в ареалах антропогенного рассеивания этого элемента. Здесь его концентрация в сухой массе растений может достигать 26 мг/кг [43].

Источниками антропогенного рассеивания V являются предприятия по переработке и сжиганию ископаемого топлива, в том числе, нефти и нефтепродуктов, заводы по производству фосфорных удобрений, цементное производство, некоторые металлургические процессы. С точки зрения Р.Брукса [37], важнейшим источником антропогенного рассеивания V является сжигание нефтепродуктов, бензина и отработанных масел. Поэтому загрязнение V - неотъемлемая черта урбанизированных

территорий. По данным наших исследований концентрация *V* в естественных таежных почвах Горнозаводского Урала колеблется от 10,4 до 95,1 мг/кг, в произрастающей на них растительности – от 0,7 до 1,6 мг/кг сухой массы. На урбанизированных территориях содержание *V* в почвенном покрове имеет большую амплитуду колебаний – от 22,7 до 185,3 мг/кг; в фитомассе – от 0,8 до 13,1 мг/кг сухой массы.

Влияние высоких концентраций *V* на растительность, животных и человека изучено слабо, тем не менее, имеются данные, подтверждающие токсичность этого элемента для растений при концентрации в тканях около 2,0 мг/кг сухой массы [43]. Негативное воздействие на животных и человека проявляется в виде воспалений слизистых оболочек, конъюнктивитах, фарингитах и в резко непрекращающемся кашле [37].

V относится к химическим элементам 3 класса экологической опасности [74]. ПДК разработан только для почв – 100 мг/кг [47].

Ниобий (Nb)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,002 [39], ат.м. – 92,91.

Nb – рассеянный литофильный элемент. Его распространение связано с гранитными интрузиями, щелочными породами и карбонатами [39]. Имеются данные о содержании *Nb* в глинах, являющихся продуктами выветривания перечисленных выше пород – 15-20 мг/кг [43].

Концентрация в почвенном покрове сравнительно невелика. Среднее содержание в стандартном образце – 24 мг/кг [85]. Поведение *Nb* в ландшафтной оболочке практически не изучено. Косвенные данные, полученные при изучении геохимически ассоциированных с ним элементов, позволяют предполагать сходство в миграционных особенностях *Nb* и *V* [43]. При наличии в почве достаточного содержания гуминовых кислот из почвенного субстрата он активно вовлекается в биологический круговорот. Низшие растения – лишайники, мхи – концентрируют *Nb* слабо, от 0,02 до 0,45 мг/кг, в то время как среднее содержание в растительном покрове оценивается в 1мг/кг сухой массы [86]. В природе имеются растительные виды – привычные концентраторы *Nb*. Наиболее известный из них – княженика (*Rubus arcticus* L.). В растениях княженики, произрастающих в ареале естественного

ниобиевого оруденения, на севере Европейской территории России установлено содержание *Nb*, превышающее 10 мг/кг сухой массы [43].

Nb относится к химическим элементам 2 класса экологической опасности [42]. ПДК для воды – 0,01 мг/кг [42].

Тантал (Ta)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,000024 [40], ат.м. – 180,95.

Ta – в геохимическом отношении близок к *Nb*, однако значительно менее распространен в ландшафтной оболочке. Среднее содержание в почвенном покрове колеблется по немногочисленным данным от 0,17 до 3,87 мг/кг; в растительности – от 0,013 до 6 мкг/кг сухой массы [43].

Физиологическая роль в живом веществе не выявлена. Экологическое значение не изучено. Класс экологической опасности не присвоен. ПДК не разработаны.

4.6. ЭЛЕМЕНТЫ VI ГРУППЫ

Возглавляют группу широко распространенные в природе биофильные элементы – *O* и *S*. Остальные – *Se, Te, Po, Cr, Mo, W* – представлены в ландшафтной оболочке в микроколичествах, при этом: *Se* и *Te* в геохимическом отношении обнаруживают сходство с *S*; *Cr, Mo, W* – типичные микроэлементы из группы тяжелых металлов с ярко выраженными литофильными свойствами. Завершающий группу элемент – *Po* – радиоактивен.

Кислород (O)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 49,13 [40], ат.м. – 16,00.

O – самый распространенный в ландшафтной оболочке химический элемент. Содержание его в природных компонентах с глубиной (от поверхности к недрам Земли) уменьшается. Являясь важнейшим геохимическим стабилизатором природных процессов на поверхности Земли, *O* регулирует распределение химических элементов по компонентам ландшафтной оболочки. Он повышает миграционную активность халькофильных элементов, окисляя сульфиды до подвижных сульфатов, способствует осаждению *Fe* и

Mn, переводит в доступную для биогенной миграции форму элементы плодородия - *N, P, K*.

В связи с высокой химической активностью более 99 % объема *O* в ландшафтной оболочке находится в связанном состоянии в виде простых и сложных соединений. Известно около 1400 пороодообразующих минералов, содержащих *O* [39]. Кварц и его разновидности, полевые шпаты, слюды, глинистые минералы, карбонаты – все это соединения *O*. Наиболее значимые в экологическом отношении соединения *O* в ландшафтной оболочке – H_2O (вода), O_2 и O_3 . Они имеют важнейшее значение для жизни на Земле (см. гл.3).

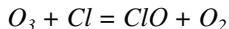
O_2 в основной массе - продукт жизнедеятельности фотосинтезирующих организмов. Его образование связано со световой энергией Солнца и может осуществляться двумя путями - либо абиогенно, путем фотолиза паров воды, либо - путем биогенного фотосинтеза. Исходным “сырьем” для образования O_2 в обоих случаях служит вода. По оценке В.В.Добровольского [9], суммарное выделение O_2 растительностью суши в настоящее время составляет $165 \cdot 10^9$ т/год; фитомассой океана - $130 \cdot 10^9$ т/год. Расходуется выделяемый O_2 на процессы аэробного дыхания, биологическую нитрификацию, разложение огромного количества органического вещества. Основной круговорот O_2 происходит между атмосферой и живыми организмами. С точки зрения Ф.Рамада [23] он имеет обратную направленность по сравнению с круговоротом CO_2 .

Важное значение для обеспечения жизни на Земле, наряду с O_2 , имеет O_3 (озон). Он образуется в атмосфере под воздействием электрических разрядов, синтезируется из O_2 под влиянием коротковолновой космической ультрафиолетовой радиации. Содержание озона в атмосфере незначительно, составляет доли процентов от содержания O_2 . Наиболее высокая его концентрация характерна для так называемого «озонового экрана», расположенного за пределами ландшафтной оболочке в стратосфере. Этот экран обеспечивает поглощение ультрафиолетовой радиации, пагубной для живого вещества.

Будучи необходимыми для жизни в малых концентрациях, в больших количествах простые соединения *O* представляют для нее реальную опасность. Еще в прошлом веке было доказано, что никакой анаэробный организм не сможет выжить при концентрации O_2 , превышающей атмосферное его содержание более чем на 1 % [23]. Имеются данные, доказывающие, что

избыток O_2 (вдыхание чистого кислорода под давлением до 2-3 атмосфер) ведет к воспалительным явлениям в легких, к понижению обмена веществ, падению температуры тела, замедлению пульса и дыхания. При длительном воздействии возникают судороги, связанные с параличом коры головного мозга. Неблагоприятно влияет на живое вещество и недостаток этого простого соединения. Он приводит к снижению интенсивности окислительных процессов в мозговой ткани, следствием чего является расстройство деятельности центральной нервной системы.

Жизнь на Земле, благополучие биоты и человека в ландшафтной оболочке зависят от незыблемости сложившегося в ней баланса O и его простых соединений, позволяющих дышать, предохраняющих от губительного жесткого ультрафиолетового излучения. Антропогенная деятельность человека в современном ее виде нарушает этот баланс. Антропогенные нарушения наиболее заметны на примере озонового экрана, истончающегося под влиянием загрязняющих промышленно-бытовых выбросов, взаимодействующих с O_3 . Наибольшую опасность представляют выбросы хлорфторуглеродов, иначе – фреонов, содержащие активный Cl , разрушающий молекулу O_3 путем отнятия у нее атома O :



Этим реакция не заканчивается, далее ClO начинает работать как катализатор, вызывая все новые и новые реакции, пока его активность не погасится молекулой воды. Таким образом, каждый атом Cl , попавший в озоновый слой, успевает разрушить десятки тысяч молекул O_3 . За последние 50 лет озоновый слой в среднем планетарном масштабе стал тоньше на 4 %. На отдельных его участках образовались озоновые «дыры», обладающие склонностью к перемещениям, обусловленным атмосферной циркуляцией [87].

Помимо фреонов современная промышленность выбрасывает и сбрасывает громадные объемы химически активных веществ, окисляющихся в ландшафтной оболочке, то есть образующих устойчивые соединения с O и, таким образом, выводящих его из биологических циклов. Недостаток O_2 в воздухе урбанизированных территорий очевиден. Проблема усугубляется сокращением площади растительного покрова, пополняющего запасы O_2 в биосфере. В настоящее время доказано, что основным источником этого биогенного газа в ландшафтной оболочке являются фитоценозы умеренных широт [88]. Тайга, активно

истребляемая человеком, поставляет в атмосферу ежегодно 6-17 т O_2 с 1 га площади. Это значительно больше влажных тропических и субтропических лесов, производящих O_2 в количестве 25-30 т/га в год, но практически весь его объем поглощающих.

Класс опасности для O не установлен. ПДК не разработаны.

Сера (S)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,10 [40], ат.м. – 32,07.

S - характерный представитель группы химических элементов, активно дегазируемых из недр Земли. Среди газообразных ее соединений, выделяющихся с вулканическими выбросами, наиболее обычны SO_2 и H_2S . Проходя через толщи земной коры, газообразные соединения S растворяются в подземных водах. При этом они активно восстанавливают тяжелые металлы и, образуя с ними слабо растворимые сульфиды, выпадают в осадок. Таким путем значительная часть дегазируемых соединений S трансформируется в твердые минералы и осаждаются. Поэтому общее количество S в литосфере проявляет тенденцию к увеличению и уже достигло громадного объема: $9,3 \cdot 10^{15}$ т – в осадочных отложениях; $8,5 \cdot 10^{15}$ т – в кристаллических породах [39].

Часть диффундирующих через земную кору газообразных соединений S поступает в педосферу, где захватывается корневыми системами растений, бактериями и вовлекается в биологический круговорот. Преобладающая часть круговорота этого элемента имеет осадочную природу и происходит в почве и в воде [23]. В биологическом круговороте наиболее активны сульфаты, подвижность которых обусловлена высокой растворимостью в воде. Поглощая сульфатные растворы, растения используют их для синтеза аминокислот, для создания первичного белка. Отмерший белок разлагается гетеротрофными бактериями – восстановителями S . Будучи восстановленной, S окисляется другими группами бактерий до сульфатной формы и вновь становится доступной для высшей растительности. Звенья описанного процесса не сбалансированы, поэтому на бактериальном этапе часть S выпадает в осадок и выходит из круговорота, образуя запасы осадочных серосодержащих пород – гипса, пирита и др.

Значительная часть сульфатов выщелачивается из выветривающихся горных пород, выносится речным стоком с поверхности суши в океан и осаждаются в форме нерастворимых

обусловлены потоками поверхностных и подземных вод, атмосферной пылью и осадками. В почвах представлены органические и неорганические производные S . Их соотношение зависит от типа почвы и от глубины залегания генетического горизонта. В почвах гумидных ландшафтов большая часть S вымывается в нижние горизонты профиля. В аридных ландшафтах, в условиях непромывного водного режима почв, S накапливается в верхней части профиля в виде гипса или в составе легкорастворимых солей. Умеренное содержание гипса положительно влияет на свойства почвы, высокое - резко ухудшает физические свойства субстрата. В почвах, подверженных техногенному загрязнению, происходит значительное возрастание не только валового содержания S , но и водорастворимых сульфатов, что приводит к повышению концентрации этого элемента в растительной массе.

В чистом виде S экологически нейтральна и не причиняет вреда ни растительности, ни животным. Однако многие ее соединения оказывают негативное воздействие на биоту. Выбросы сернистых газов в среду обитания, вызывающие подкисление средообразующих компонентов (вод, почв и др.), оказывают существенное воздействие на живые организмы. Изменение кислотности среды повышает активность содержащихся в ней соединений металлов. Приобретая высокую подвижность, они активно вовлекаются в биологический круговорот, деформируя естественные биогеохимические процессы в ландшафтной оболочке. Известны случаи гибели водной флоры и фауны в результате изменения pH водоемов [41].

Антропогенные газовые производные S оказывают негативное физиологическое воздействие на растительность. Под их влиянием на листьях растений возникают ожоги в виде бурых некротических пятен. Фитомасса преждевременно желтеет и отмирает в связи с тем, что SO_2 проникает в растительные клетки и разрушает хлорофилл [90]. Наиболее подвержены токсическому воздействию молодые листья. Ожоги могут появиться не только на листовых пластинках, но и на хвое ели, пихты, сосны. Хвоя рыжеет, сохнет, осыпается.

Из растительных видов наиболее чувствительны к сернистым соединениям лишайники. Известно, что устойчивая концентрация SO_2 в воздухе всего $0,3 \text{ мг/м}^3$ приводит к полному их выпадению из состава флоры. В связи с повышенной чувствительностью некоторые виды лишайников используют в

качестве индикаторов чистоты воздуха. Наиболее популярные лишеноиндикаторы – гипогимния вздутая (погибает при концентрации сернистого газа $0,23 \text{ мг/м}^3$ воздуха) и пармелия (не переносит концентрацию сернистого газа свыше $0,05 \text{ мг/м}^3$) [90].

Токсичность соединений *S* проявляется и по отношению к человеку. Окислы - SO_2 , и SO_3 - сильнейшие раздражители дыхательных путей. Попадая в организм человека (или животных) с атмосферной пылью, они соединяются с влагой слизистых оболочек, становясь сернистой кислотой. В высоких концентрациях она способна вызвать ожог тканей, затрудняет дыхание, может стать причиной смерти от удушья [90]. Кроме того, SO_2 оказывает общее токсическое воздействие, нарушая обменные и ферментативные процессы в теплокровных организмах. Помимо оксидов, важное экологическое значение имеют водородная (сероводород - H_2S) и углеродная (сероуглерод - CS_2) формы *S*.

H_2S содержится в сточных водах различных производств, получающих или использующих цианистые соединения и органику (на кожевенных, сахарных и прочих предприятиях); выделяется при дроблении доменных шлаков; в процессе производства асфальта; на коксохимических заводах, когда уголь богат серой и т.д. В высоких концентрациях H_2S разрушительно влияет на нервную систему теплокровных организмов. При продолжительном воздействии незначительных концентраций - до $0,28 \text{ мг/м}^3$ воздуха – это соединение вызывает жжение в глазах, светобоязнь, головные боли, тошноту. При более высоком содержании у теплокровных животных (и у человека) наступают судороги и потеря сознания, которая может закончиться смертью от остановки дыхания [41].

CS_2 – сильнодействующий яд. Он широко используется в борьбе с вредителями сельскохозяйственных культур в качестве составной части пестицидов. Помимо этого – в некоторых отраслях химической промышленности, например, при производстве вискозы. Хроническое воздействие даже небольших концентраций паров CS_2 на живые организмы приводит к тяжелым органическим заболеваниям нервной системы и к необратимым дегенеративным изменениям внутренних органов. Вдыхание человеком паров CS_2 на протяжении нескольких часов в концентрации $1-1,2 \text{ мг/м}^3$ вызывает головную боль, в концентрации $3,6 \text{ мг/м}^3$ - расстройство чувствительности, при более высоких концентрациях наступает летальный исход [41].

Класс опасности *S* не определен. ПДК установлены только для соединений *S*. ПДК на содержание сульфатов в воде – 100 мг/л [42].

Селен (Se)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,000005 [39], ат.м. – 78,96.

Se – геохимический аналог *S*, имеющий магматическое происхождение. Несмотря на незначительный кларк, этот элемент обнаруживается во всех компонентах ландшафтной оболочки, причем, обычно его концентрации пропорциональны содержанию *S* и наиболее высоки – до 200 мг/кг - в сульфидах [43]. В процессе химического выветривания магматических пород содержащийся в них *Se* легко окисляется, приобретая летучую форму селенит-иона. Именно в такой форме он мигрирует в ландшафтной оболочке до тех пор, пока не адсорбируется минеральными или органическими субстратами. В связи со склонностью *Se* к органической адсорбции наблюдается повышенное содержание его в ископаемых углях.

Геохимические особенности определяют поведение *Se* в педосфере. Среднее содержание этого элемента в почвенном покрове земного шара составляет 0,40 мг/кг [43]. Повышение концентраций характерно для почв, богатых органикой при наличии источника *Se*-обогащения. Поведение этого элемента в почвенной среде существенно варьирует в зависимости от форм его нахождения и физико-химических особенностей среды. В кислых и богатых органическим веществом почвах преобладают малоподвижные соединения *Se* – преимущественно сульфиды, слабо вовлекающиеся в биологический круговорот. В щелочных почвах соединения *Se* более подвижны, они легко растворяются и активно участвуют в биохимических процессах.

Биохимическая активность определяет поступление *Se* в растительность. Необходимость его для растений пока не установлена, однако присутствие в растительной массе имеет важное экологическое значение, поскольку именно с растительной массой этот биофильный микроэлемент, необходимый для животных и человека, поступает в пищевую цепь. Содержание *Se* в растительности по данным разных авторов варьирует от 0,1 до 870 мг/кг сухой массы [43]. Наиболее высокие концентрации характерны для растительного покрова аридных ландшафтов, с малым количеством осадков, нейтральной или щелочной реакцией

среды. Наименьшие – для гумидных ландшафтов, почвы которых имеют кислую среду. Растения проявляют видовую избирательность по отношению к *Se*. При равном содержании в почве наиболее активно этот элемент поглощается бобовыми видами растений. По данным А.Кабата-Пендиас и др. [43] именно *Se* придает некоторым видам бобовых растений характерный неприятный запах. Сведений о фитотоксичности этого элемента в литературе нет.

Своеобразно воздействие *Se* на теплокровные организмы, для которых крайне опасен как недостаток его, так и избыток, даже незначительный. При концентрации этого элемента свыше 5 мг/кг в потребляемых кормах у овец наблюдаются негативные физиологические процессы: облысение, разрушение копыт и др. В России такие явления описаны для территории Тувы [20]. *Se* – единственный из биофильных элементов, который при высоком содержании в пище может вызвать внезапную смерть. Летальному исходу предшествует нарушение координации движений, помутнение глаз, рвота и понос. Длительное употребление в пищу продуктов с небольшим превышением нормы содержания *Se* вызывает у человека облысение. Высокие концентрации этого элемента обычны для некоторых видов грибов – красного мухомора, бледной поганки. За ярко выраженную токсичность последнюю назвали «коброй» подмосковных лесов [20].

В настоящее время наблюдается техногенное рассеивание *Se*, обусловленное присутствием этого элемента в сжигаемом ископаемом топливе, особенно в углях, а также в сульфидных рудах. Повышенное его содержание в биогенных компонентах среды характерно для угледобывающих, углеперерабатывающих регионов, для окрестностей объектов теплоэнергетики, работающих на ископаемом угле [43]. Нами было выполнено обследование территории Кизеловского угольного бассейна на предмет техногенного рассеивания содержащихся в углях химических элементов, в том числе – *Se*. Установлено, что его концентрация в почвенном покрове колеблется здесь в пределах 0,1- 0,64 мг/кг сухой почвы, то есть в ряде случаев превышает среднее содержание в почвах земного шара в 1,5 раза.

Se относится к химическим элементам 1 класса экологической опасности [74]. ПДК на него не разработаны. Верхний предел безопасного содержания в воде - $1 \cdot 10^{-6} \%$; предел допустимой концентрации в рыбе – $0,25 \cdot 10^{-4} \%$ [37].

Теллур (Te)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,0000001 [39], ат.м. – 127,60.

Te – химический аналог *S* и *Se*, по сравнению с ними менее распространенный в ландшафтной оболочке и обладающий более выраженными металлическими свойствами. В естественных условиях *Te* является характерным элементом гидротермальных месторождений цветных металлов и *Au*, сульфидных руд, горячих подземных вод. Геохимические аномалии *Te* совпадают с ареалами перечисленных природных феноменов.

Экологические особенности этого элемента практически не изучены. Известно лишь, что он проявляет склонность к сорбции на органическом веществе, поэтому легко проникает в биологический круговорот, в котором ведет себя сходно с *S* и *Se*. Некоторые соединения *Te* представляют экологическую опасность. Так, при высокотемпературных процессах он взаимодействует с *H*, образуя теллуристый водород - H_2Te – бесцветный ядовитый газ.

В почвах содержание *Te* колеблется от 0,05 до 37,0 мг/кг сухой массы, в зависимости от содержания в почвообразующих породах [43]. Концентрация в растительной массе варьирует по различным данным в пределах 0,013 – 25 мг/кг без выраженной фитотоксичности [91]. Наиболее активными растительными концентраторами *Te* являются лук и чеснок. По данным А.Кабата-Пендиас и др. [43] чеснок может накапливать *Te* в громадных количествах - до 300 мг/кг сухой массы. Именно этот элемент придает ему характерный запах.

Класс опасности не присвоен. ПДК на содержание соединений *Te* в воздухе 0,01 мг/м³ [39].

Хром (Cr)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,03 [40], ат.м. – 52,00.

Cr – характерный элемент ультраосновных магматических пород. В нормальных условиях ландшафтной оболочки природные соединения *Cr* устойчивы – не взаимодействуют ни с O_2 , ни с H_2O . Химическую активность он начинает проявлять при температуре свыше 600⁰С. В естественных условиях *Cr* имеет различную степень окисления (от +1 до +6), корректирующую его участие в природных процессах [40]. Для ландшафтной оболочки наиболее

характерны соединения Cr^{3+} , в меньшей степени – Cr^{6+} . Это обусловлено способностью органического вещества стимулировать восстановление последнего в наиболее устойчивую для ландшафтных условий форму. По геохимическим особенностям Cr^{3+} сходен с Fe^{3+} и Al^{3+} . Имеются данные об антагонизме всех форм Cr в природных процессах с биофильными элементами - Mn , Cu , B [43].

Поведение Cr в ландшафтной оболочке изучено детально. Установлено, что соединения Cr^{3+} весьма стабильны, при pH 5,5 они выпадают в осадок, в то время как соединения Cr^{6+} - нестабильны и легко мобилизуются как в кислых, так и в щелочных условиях. Насыщенность почвенного субстрата соединениями Cr зависит от его содержания в материнской породе, поэтому наиболее обогащены этим элементом почвы, сформировавшиеся на магматических породах основного и ультраосновного состава. Так, А.Кабата-Пендиас [43] оценивает содержание Cr в почвах, сформировавшихся на серпентинитах в пределах 0,2-0,4 %, то есть, до 400 мг/кг субстрата, при средней для ландшафтной оболочки насыщенности почв этим элементом в пределах 54 - 65 мг/кг сухой массы. Валовое содержание рассматриваемого элемента в почвенном субстрате в большинстве случаев не влияет на экологическую ситуацию, поскольку наибольшую биологическую активность проявляет сравнительно небольшая, легко нейтрализуемая его часть, в наибольшей степени – Cr^{6+} . Активность Cr в почвах снижается известкованием, внесением фосфатов или органики. Однако неконтролируемая нейтрализация его активности может привести к дефициту биологически активного Cr для растений.

Распределение Cr в растительной массе неоднородно. Повышенные его концентрации, до 0,3 % сухой массы, в большинстве случаев характерны для корневых систем [92]. Нормальное содержание Cr в растительной продукции варьирует от 0,02 до 0,2 мг/кг сухой массы, хотя имеются данные о более высоких концентрациях, характерных для геохимических аномалий, в том числе, антропогенных [43]. Фитотоксичность Cr проявляется при концентрации его в питательной среде свыше 0,5 мг/кг в виде подвижных производных. Симптомы токсического воздействия проявляются в повреждениях корневых систем, вызывающих слабое развитие и увядание надземной части растения. В числе типичных признаков Cr -интоксикации - хлороз и побурение листовых пластин. Профессором Л.Г.Бондаревым [20]

приведены данные, позволяющие рассматривать в качестве индикатора избытка *Cr* желтые листья с зелеными прожилками. Наиболее активно поглощается фитомассой Cr^{6+} , поэтому насыщенность растительности всегда пропорциональна его концентрации в среде обитания.

В числе основных источников антропогенного рассеивания *Cr* - добыча и переработка рудного сырья, гальванические, лакокрасочные и кожевенные производства, предприятия по изготовлению моющих средств и минеральных удобрений [41]. В ареалах рассеивания выбросов и сбросов перечисленных производств концентрация *Cr* в фитомассе может достигать 17 мг/кг [43]. Учитывая, что территория Среднего Урала является геохимической провинцией, обогащенной *Cr* - здесь расположено известное Сарановское месторождение хромитовых руд - нами рассмотрено валовое содержание *Cr* в биогенных компонентах природной среды этого региона (табл.4.2).

Таблица 4.2

Содержание Cr в биогенных компонентах Горнозаводского Урала, мг/кг сухой массы

<i>Принадлежность пробы</i>	Концентрация <i>Cr</i>	
	<i>почва</i>	Растительность
Природный фон (средняя тайга)	24,0	0,5
Фон с учетом техногенной нагрузки	92,4	0,5
У р б о э к о с и с т е м ы:		
Александровская	127,9	1,8
Кизеловская	149,7	1,4
Гремячинская	171,7	2,1
Чусовская	342,9	7,1
Горнозаводская	188,0	1,5
Пермская	238,5	3,7

Полученные данные свидетельствуют о широком варьировании концентрации *Cr* в почвах и растительности. Отчетливо прослеживается интенсивный процесс антропогенного рассеивания, послуживший причиной увеличения содержания *Cr* в

фоновом выражении для почвенно-растительного покрова в несколько раз. Наиболее интенсивно антропогенное рассеивание проявляется на территории Чусовской агломерации (ареал воздействия Чусовского металлургического завода), где валовая концентрация Cr в верхнем почвенном горизонте превысила естественный природный фон в 14 раз. Такое же соотношение характеризует состояние растительного покрова.

В связи с биогенной аккумуляцией рассматриваемый элемент представляет реальную угрозу для животных, питающихся загрязненной растительностью, и для человека – высшего звена пищевой цепи. В определенных количествах – не более 50-200 мкг/сутки – Cr необходим для теплокровных организмов, поскольку является регулятором физиологических процессов. В нормальных условиях большая часть Cr поступает в организмы животных и человека с растительной пищей, поэтому так важно поддерживать сбалансированное его содержание в фитомассе. В настоящее время установлено, что Cr , будучи тяжелым металлом, обладает канцерогенными свойствами. Химические соединения Cr – хроматы – попадая на кожные покровы, вызывают дерматиты, некрозы. Они обладают способностью впитываться в кровь, проникать в ткани внутренних органов, разрушая их. Чрезвычайно опасны для человека оксидные формы Cr , вдыхаемые с пылью, например, CrO_3 (хромовый ангидрид) – сильный окислитель, поражающий дыхательные пути, вызывающий дегенеративные изменения в печени и в почках [93].

Cr относится к химическим элементам 2-3 класса экологической опасности [42]. ПДК для Cr^{6+} в воде 0,001 мг/л; для Cr^{3+} - 0,05 мг/л [42]. ПДК для CrO_3 в воздухе – 0,01 мг/м³ [93]. ПДК в почвах – 6,0 мг/кг (подвижная форма)[47]. ПДК в растительной пищевой продукции (овощи) – 0,2 мг/кг сырой массы [53].

Молибден (Mo)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,0001 [39], ат.м. – 95,94.

Mo - сравнительно мало распространенный в ландшафтной оболочке тяжелый металл. При среднем содержании его в различных породах порядка $n \cdot 10^{-4}$ %, наиболее высокая концентрация отмечается в углисто-кремнистых породах, особенно в сланцах – до 0,032 % [39]. В нормальных условиях ландшафтной оболочки Mo весьма устойчив. При температуре свыше 400⁰С

начинает проявлять химическую активность, взаимодействуя с O_2 , N , C , S , Si , образуя при этом, соответственно: оксиды, нитриды, карбиды, сульфиды и силициды. Основной минерал Mo – молибденит MoS_2 - в литосфере обычно ассоциирован с минералами Fe и Ti [43].

Содержание Mo в почвах пропорционально его концентрации в материнских породах. Данный факт указывает на малую подвижность этого элемента в ландшафтной оболочке. По материалам, приведенным А.Кабата-Пендиас и др. [43], концентрация Mo в почвенном покрове колеблется в широких пределах, от 0,013 до 30 мг/кг, среднее для почв содержание - 2,0 мг/кг. Большая часть почвенных запасов подвижного Mo связана с органическим веществом и водными окислами Fe , поэтому в почвенном профиле сконцентрирована в аккумулятивных горизонтах. Доступность почвенного Mo для растений зависит от рН и влажности почвы. Установлено, что наиболее активно этот элемент поглощается растительностью из влажных щелочных почв [94]. Поэтому, в отличие от прочих представителей группы тяжелых металлов, почвенная активность которых легко гасится известкованием, избыток Mo в почвах нейтрализовать известкованием нельзя, однако его легко устранить путем выщелачивания горячей водой, внесением сульфидных препаратов [43].

Физиологическая роль Mo в биотических процессах изучена слабо, однако известно, что этот элемент в небольших дозах жизненно необходим для растений как регулятор азотфиксации. Его дефицит вызывает симптомы азотной недостаточности. Нормальное содержание Mo в фитомассе от 0,03 до 1,0 мг/кг в зависимости от ее видовой принадлежности [43]. Наиболее высокие концентрации характерны для бобовых видов растений. А.Кабата-Пендиас и др.[43] приводят данные о содержании Mo в бобовых видах растений до 350 мг/кг сухой массы. Внешних признаков интоксикации при этом не наблюдалось. С растительной массой Mo поступает в биологический круговорот и по цепи питания – в высшие организмы. В высоких дозах этот элемент токсичен для животных и человека. Не менее опасен и его дефицит. Установлено, что недостаток Mo приводит к неспособности живых организмов синтезировать мочевую кислоту, в результате чего у них наблюдается отложение ксантиновых камней в мочевыводящих путях, ведущее к общему токсикозу [95].

Значительные концентрации *Mo* поступают в среду обитания в результате техногенного рассеивания, поскольку этот тяжелый металл широко используется в промышленности. Соединения *Mo* присутствуют в выбросах предприятий по добыче, выплавке и переработке металлов (*Mo* - необходимый компонент легированной стали), при рафинировании нефти. Важным источником рассеивания является сельское хозяйство, поскольку значительный объем *Mo* вносится с минеральными удобрениями и микроэlementными добавками.

В результате обследования территории Горнозаводского Урала нами зафиксировано содержание этого элемента в почвах от 0,01 до 5,8 мг/кг; в фитомассе – от 0,02 до 1,4 мг/кг. Наиболее высокие концентрации характерны для ареала рассеивания Чусовского металлургического завода. В сходных пределах, но с большей концентрацией колебалось содержание *Mo* в почвенно-растительном покрове г. Перми: в почве – от 0,6 до 9,2; в фитомассе – от 0,01 до 5,0 мг/кг сухой массы.

Mo относится к химическим элементам 2 класса экологической опасности [42]. ПДК его в воде - 0,25 мг/л [42]. ПДК для почв - 5,0 мг/кг сухой массы [96].

Вольфрам (W)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,0009 [40], ат.м. – 183,86.

W – тяжелый металл из ранга микроэлементов. В ландшафтной оболочке он геохимически ассоциирован с распространением кислых магматических пород. Все природные соединения *W* слабо растворимы и отличаются низкой миграционной активностью, в связи с чем этот элемент не рассматривается как экологически опасный.

По данным аналитического обзора А.Кабата-Пендиас и др.[43] содержание *W* в почвах мира колеблется от 0,68 до 2,7 мг/кг, в растительности – от 0,0 до 100 мг/кг сухой массы. Значительно большее, по сравнению с почвой, содержание *W* в растительной массе свидетельствует о высокой биологической активности этого элемента. Установлено, что наиболее активным аккумулятором *W* является можжевельник [43]. Физиологическая роль *W* не изучена.

W отнесен к химическим элементам 3 класса экологической опасности. ПДК не разработаны.

4.7. ЭЛЕМЕНТЫ VII ГРУППЫ

Своеобразие элементов, входящих в группу, обусловлено их рассеянным распределением в ландшафтной сфере. При этом элементы существенно различаются по химическим свойствам. В составе главной подгруппы преобладают галогены – *F*, *Cl*, *Br*, *J*; завершающий подгруппу *At* – радиоактивен. Побочную подгруппу образуют тяжелые металлы – *Mn*, *Tc*, *Re*. Последний представлен двумя изотопными формами – стабильной и радиоактивной. Предшествующий ему элемент *Tc* получен в лабораторных условиях, в природе пока не выявлен.

Фтор (*F*)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,08 [40], ат.м. – 19,00.

F – типичный литофильный элемент, в естественных условиях поступающий в ландшафтную оболочку с магматическими газами и концентрирующийся в кислых магматических породах. В результате их выветривания *F* освобождается и переотлагается в литосфере, осаждаясь на глинах и *P*-содержащих субстратах. *F* исключительно активен в нормальных условиях природной среды. Он энергично взаимодействует со всеми химическими элементами, за исключением *He*, *Ne* и *Ar*. Наиболее распространенные в ландшафтной оболочке минералы, содержащие *F* – топаз ($Al_2(F,OH)_2SiO_4$), флюорит (CaF_2), криолит (Na_3AlF_6) [39].

Экологические особенности *F* изучены детально. По данным А.Кабата-Пендиас и др. [43] в обычной природной обстановке этот элемент малоподвижен и склонен к аккумуляции в почвенном субстрате. Вследствие малой подвижности содержание *F* в почвах определяется его содержанием в материнских породах. Среднее его содержание в почвенном покрове мира около 320 мг/кг сухой массы. Поведение в почвах многообразно и корректируется кислотностью почвенных растворов, содержанием физической глины и *P*. Наиболее легко обогащаются *F* тяжелые глинистые почвы с высоким содержанием *P*, в них концентрация *F* может достигать 1300 мг/кг [97]. При равном содержании глины и фосфатов наиболее высокой поглотительной способностью к этому элементу обладают почвы с нейтральной и близкой к ней реакцией среды. В таких условиях *F* наименее подвижен и при наличии внешнего атмосферного источника аккумулируется в верхней части

почвенного профиля в концентрациях, пропорциональных содержанию P . По отношению к органическому веществу F инертен, устойчивых соединений с органикой не образует, поэтому зависимость между его концентрацией и содержанием органики в субстратах не прослеживается.

Большая часть почвенных запасов F малодоступна для растений, особенно в условиях низких значений рН почвенной среды. По данным Т.М.Беляковой [97] при отсутствии атмосферного поступления соотношение между насыщенностью этим элементом почв и растений всего 0,2-0,6. Согласно многочисленным исследованиям отечественных и зарубежных ученых содержание F в фитомассе при нормальных условиях не превышает 30 мг/кг сухой массы [43]. Однако при наличии источника атмосферного рассеивания концентрации F в растительности могут возрастать в десятки и даже сотни раз. Так, например, в первые часы после извержения вулкана Гекла содержание F в фитомассе, произрастающей в его окрестностях, возросло до 4300 мг/кг, затем на протяжении 40 дней оно понизилось до нормального содержания - 30 мг/кг [98].

F фитотоксичен. В настоящее время он считается одним из наиболее опасных поллютантов, особенно в соединениях с другими элементами, например, с водородом - HF . Реакция растений на загрязнение F и его производными негативна. При сравнительно небольших концентрациях этого загрязнителя в атмосфере у растений наблюдается снижение темпов роста, поскольку F ингибирует фотосинтез. Высокие концентрации его соединений приводят к разрушению ДНК и РНК у большей части растительных видов. Очень чувствительны к повышенному содержанию F в воздухе хвойные виды растений, особенно сосна и лиственница. Наиболее яркими проявлениями негативного воздействия этого элемента и его производных являются некротические повреждения листовых пластин, пожелтение и осыпание хвои. Вместе с тем, выявлены растения, устойчивые к воздействию F , способные без видимого ущерба накапливать его в высоких концентрациях – ивы, огородные культуры (морковь, капуста, спаржа, фасоль), некоторые виды кормовых трав [43]. Способность F к фитоаккумуляции в кормовых и огородных культурах определяет его миграцию по пищевой цепи до конечных ее звеньев – животных и человека. Данное обстоятельство ставит рассматриваемый элемент в ряд опаснейших загрязнителей. В высоких концентрациях F вызывает у животных и человека экологически обусловленное заболевание -

флюороз. Опасны не только высокие, но и низкие концентрации F . Его дефицит повышает вероятность развития кариеса у человека.

Промышленными источниками поступления F и его производных в ландшафтную оболочку являются предприятия ферросплавной и алюминиевой промышленности, производство фосфорных удобрений, сталелитейные, кирпичные и стекольные заводы. Техногенные фториды, представленные в большинстве случаев мелкофракционными паро-газо-пылевыми частицами, активно взаимодействуют с атмосферной влагой, превращаясь во фтористоводородную кислоту. Под воздействием F -содержащих эмиссий изменяются не только атмо-, но и геохимические параметры среды обитания, вызывающие длинный ряд экологических последствий. Исследованиями отечественных ученых установлено, что выбрасываемые в атмосферу соединения F с пылью и с осадками поступают в почвенный покров, изменяя его геохимические, физические и микроклиматические параметры. У почв, насыщенных фторидами, деформируется гранулометрический состав, нарушается кислотно-щелочной баланс, наблюдаются резкие колебания температур, вызывающие иссушение субстрата в период вегетации [99]. В результате перечисленных процессов создаются неблагоприятные условия для роста и развития растительности, снижаются темпы фитопродукционного процесса в масштабах ландшафтной оболочки.

F относится к химическим элементам 1 класса экологической опасности [74]. ПДК в воздухе - $0,15 \text{ мг/м}^3$ [39]. ПДК в воде - $0,75 \text{ мг/л}$ [42]. ПДК в почвах - $2,8 \text{ мг/кг}$ (подвижная форма)[47]. ПДК в пищевой растительной продукции – $2,5 \text{ мг/кг}$ [53].

Хлор (Cl)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,20 [40], ат.м. – 35,46.

В естественных условиях Cl , будучи легколетучим газом, активно дегазирует из магматических расплавов. В чистом виде он существует непродолжительное время, исчисляемое часами, поскольку является активным солеобразователем, формирующим обширную группу производных соединений – хлоридов. Большая часть хлоридов – $80,3 \%$ -водорастворима, конечным звеном ее аккумуляции является Мировой океан [9]. Нерастворимые и слабо

растворимые соединения *Cl* консервирует лито- и педосфера. Основные *Cl*-содержащие породы - флогопит, апатит, галит, карналлит и др. – представляют собой комплексные соли этого галогена.

В ландшафтной сфере природные хлориды - типичные ингредиенты почв аридных зон. Их содержание в аридных типах почв, пересчитанное на чистый *Cl*, превышает 5000 мг/кг сухой почвы. Из почвенного покрова гумидных ландшафтов соединения *Cl* в связи с высокой растворимостью вымываются и уходят с подземным стоком. *Cl* и его производные биотоксичны. Даже в небольших концентрациях этот элемент - активный антисептик. Биотоксичность предопределила широкое использование *Cl* для разработки синтетических веществ с высоким бактерицидным и инсектицидным действием для стерилизации воды, обработки продукции растениеводства, в медицинских целях. Эти вещества образуют класс хлорорганических соединений (хлорка, гексахлоран, ДДТ и др.). Повсеместное их использование повышает концентрацию *Cl* в ландшафтной сфере. Только в последние десятилетия человечество осознало опасность этого процесса.

Cl и его производные – широко распространенные загрязнители среды обитания биома. Помимо прямого использования в качестве бактерицидных средств, соединения *Cl* выделяются как побочные продукты многих производственных процессов, в первую очередь, производства хлорорганических соединений (хлорбензола, винилхлорида и др.), отраслей бытовой и промышленной химии. Значительный вклад в повышение насыщенности среды обитания этим элементом вносит широкое использование хлорида натрия – *NaCl* - для очистки автострад и тротуаров ото льда и снега, использование хлорсодержащих моющих средств, отбеливателей, антисептиков, инсектицидов и дефолиантов. Установлено, что крайне опасный загрязнитель среды обитания, хлористый водород, в значительных концентрациях выбрасывается в атмосферу при переработке сырой нефти [100].

Поступающие в ландшафтную сферу синтетические соединения *Cl* слабо растворимы в воде, относительно устойчивы в нормальных природных условиях; период их полураспада в почвах - 10-20 лет [38]. Все они жирорастворимы, биотоксичны и обладают свойством кумулятивного накопления в биосубстратах, в почвах и на пылевых частицах воздуха. Продукты распада хлорпроизводных ингредиентов в природной среде, зачастую, обладают еще более выраженным токсичным действием на биоту и

на человека в том числе. Коэффициент их обогащения в пищевой цепи кратен 500000 [101].

Ярким примером внедрения хлорпроизводных в биохимические процессы является препарат ДДТ. Несмотря на сравнительно непродолжительное использование его в инсектицидных целях – в начале 60 гг. производство ДДТ было прекращено - до настоящего времени этот реагент отслеживается на всех уровнях биосферы и практически во всех регионах мира, даже в Антарктиде [20].

Наиболее опасными с экологической точки зрения производными в составе группы хлорорганических соединений являются диоксины – побочные продукты деятельности человека, связанной с использованием *Cl*. Диоксины присутствуют в выбросах целлюлозно-бумажных производств, где хлор используется для отбеливания бумаги, химических предприятий, в продуктах горения свалок, при сжигании отходов на мусоросжигательных заводах. Некоторые производные группы диоксинов являются компонентами дефолиантов, в частности, печально известного «оранжевого агента», использованного армией США во Вьетнаме. Все шире диоксины внедряются в быт человека, в микроконцентрациях присутствуя в суперсовременных моющих и чистящих средствах на основе хлора, в мебели из древесины, пропитанной пентахлорфенолом [102].

Группа диоксинов включает свыше 300 соединений, все они очень токсичны для биоты, но самым опасным из них, сильнейшим из всех рукотворных ядов, является 2378 ТХДД (тетрахлордибензо-пара-диоксин). Это чемпион среди ядов, он в 10000 раз токсичнее самого токсичного на сегодня боевого отравляющего вещества. Период естественного полураспада ТХДД около 15 лет, относительно безопасная для человека концентрация в воде всего 0,0000000005 мг/л [102]. Вода не единственный источник поступления диоксинов в живые организмы. Значительная его часть поглощается при дыхании с пылью воздуха, а также - с пищей. Верхний предел допустимого суточного поступления диоксина в живой организм, рассчитанный в разных странах, колеблется от 0,006 до 10 пикограмм (10^{-12} г) на 1 кг живого веса [102]. Даже в столь микроскопических дозах диоксин отрицательно влияет на физиологические процессы в живых организмах, резко снижает иммунитет. При продолжительном воздействии даже малых доз этого токсиканта у человека развивается специфическое заболевание – хлоракне.

До недавнего времени считалось, что образование диоксида возможно только при высокотемпературных (свыше 200°C) процессах, однако экологические исследования показали, что некоторые формы диоксинов возникают даже при обычном хлорировании воды [103]. В этой связи при подготовке воды для питьевых нужд хлорирование сегодня заменяют более чистым с экологической точки зрения процессом – озонированием.

Класс экологической опасности *Cl* не присвоен. ПДК хлоридов в воде - 300 мг/л [42].

Бром (Br)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,001 [40], ат.м. – 79,92.

По происхождению и основным геохимическим особенностям *Br* проявляет сходство с *Cl*. Будучи летучим, в естественных условиях он поступает в ландшафтную оболочку с магматическими и постмагматическими эмиссиями. *Br* – активный галоген, он взаимодействует с большинством химических элементов, образуя водорастворимые соли - бромиды. Эта особенность обусловила водную миграцию *Br* в ландшафтах, осаждение его на глинистых барьерах и в органическом веществе [39].

Устойчивость в водных растворах объясняет присутствие *Br* практически во всех компонентах ландшафтной оболочки. Поступая в виде газов в воздушную среду, *Br* возвращается в гидро- и педосубстрат с осадками, извлекается из него органическим веществом, концентрируется в пищевой цепи и, завершая круговорот, уходит из него в лито- и гидросферу. Океан, будучи приемником-концентратором солей, отличается от поверхностных вод суши повышенным, более 15 мг/л, содержанием этого элемента [9].

Нормальная концентрация *Br* в почвах по данным разных авторов колеблется от 5 до 40 мг/кг. Наибольшие концентрации характерны для почв активных вулканических регионов и почвенного покрова аридных зон. В нормальных условиях среды содержание *Br* в почвах определяет его концентрацию в растительности. Естественная природная концентрация этого элемента в наземной фитомассе по данным А.Кабата-Пендиас и др. [43] колеблется от 5 до 40 мг/кг, составляя в среднем около 15 мг/кг. Морские растения накапливают *Br* в значительных

концентрациях, среднее содержание в них около 740 мг/кг, однако это меньше, чем в растительности, произрастающей на почвах, обогащенных вулканическим пеплом, где обнаружена фитомасса с содержанием *Br* до 2000 мг/кг [43].

Физиологические функции *Br* в живом веществе, в частности в растительной массе, обусловлены способностью этого элемента замещать *Cl*. Имеются данные о токсичности *Br* для растений. Симптомы токсического воздействия этого элемента на растительность сходны с влиянием избытка солей в почвенном субстрате - хлороз и некроз листовых пластин. Установлена чувствительность к избытку *Br* некоторых огородных культур (картофеля, свеклы, шпината), толерантность к нему моркови, томатов, сельдерея, дыни, а также табака. Толерантные виды могут накапливать *Br* в концентрациях свыше 1000 мг/кг сухой массы [43]. В теплокровных организмах *Br* входит в число элементов, необходимых для нормального протекания физиологических процессов, определяющих обмен веществ и нервно-психическую деятельность. Высокие дозы, длительное время поступающие в организм человека, могут привести к частичной потере памяти.

В связи со значительным хозяйственным использованием соединений *Br* в качестве фумигантов, присутствием его в выхлопных газах автотранспорта и в минеральных удобрениях концентрация этого элемента в биотических компонентах ландшафтной сферы увеличивается. Тем не менее, до настоящего времени опасных для человека уровней накопления *Br* в среде обитания не выявлено.

Br относится к химическим элементам 2 класса экологической опасности. ПДК в воде – 0,2 мг/л [62].

Йод (I)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,0001 [40], ат.м. – 126,90.

I геохимически сходен с *Br*, однако менее распространен в земной коре. Наибольшая литосферная его концентрация – около 6 мг/кг -характерна для богатых органическим веществом сланцев [43]. Большая часть производных *I* хорошо растворяется в воде и с ее парами мигрирует в атмосферу. Освобождаясь при выветривании из горных пород, этот элемент перераспределяется в природных компонентах, частично закрепляется углеродными соединениями, органическим веществом или глиной в лито- и

педосфере, значительная его часть уходит с поверхностным стоком в океан. Океан является конечным звеном аккумуляции всех галогенов, в том числе и *I*. Из океанических вод *I* частично испаряется, поэтому его концентрация в воздухе приморских регионов всегда повышена. В континентальных, удаленных от океанического влияния природных ареалах, *I* является дефицитным микроэлементом.

В связи со склонностью *I* к сорбции органическим веществом его содержание в почвенном покрове выше, чем в материнских породах. По этой же причине наибольший уровень обогащения обычен для органических горизонтов почвенного профиля [104]. Содержание *I* в почвах колеблется по различным данным от 0,1 до 135 мг/кг сухой почвы, средняя концентрация – 2,8 мг/кг [43]. Обеднены этим элементом почвы континентальных территорий, сформировавшиеся на ледниковых отложениях, особенно почвы гумидных ландшафтов, в которых содержание *I* не превышает 1,1 мг/кг [105]. Наибольший уровень обогащения характерен для почвенного покрова территорий океанического воздействия и засоленных почв аридных зон. Так, по данным А.П.Аникиной [106] насыщенность *I* почв западно-сибирских степных ландшафтов достигает 340 мг/кг сухой массы.

Биохимическая активность почвенных форм *I* зависит от кислотно-щелочных условий, содержания глины и органического вещества в почвенном субстрате. По данным А.Кабата-Пендиас и др.[43] известкование снижает биологическую доступность почвенных запасов *I*. В нормальных природных условиях фитомасса осваивает не более 25 % *I* из почвы. Наземная растительность поглощает этот элемент не только из почвенных растворов, но и из воздушной среды. Причем уровень поглощения *I* является для многих растений видовым признаком. К числу растительных концентраторов этого элемента относятся мхи, накапливающие *I* в объеме 360-410 мг/кг сухой массы. Значительно уступают мхам высшие растения: бобовые виды содержат в среднем 0,11-0,22 мг/кг; злаки – не более 0,10 мг/кг сухой массы [43]. Наиболее активно аккумулируют *I* представители морской флоры. Особенно выделяется водоросль ламинария (морская капуста), накапливающая его в промышленных концентрациях, около 5 кг/т [39].

Высшая наземная растительность на высокое содержание *I* в среде реагирует негативно: на листьях появляется краевой хлороз,

центральные части листовых пластин темнеют, развитие надземных органов растений подавляется.

Экологическая значимость *I* для животных обусловлена активным его участием в физиологических процессах. Этот элемент необходим для нормальной жизнедеятельности всех представителей фауны, особенно морской. Практически все морские обитатели являются привычными его концентраторами. Физиологические функции *I* в организмах животных и человека изучены детально. Установлено, что теплокровным организмам, в том числе человеку, этот элемент необходим для нормального функционирования щитовидной железы. При недостатке *I* нарушается ее функция, развиваются эндокринные заболевания. В ежегодном докладе Комиссии ООН по здравоохранению в 2000 г. отмечено, что «...дефицит йода является причиной выраженной умственной отсталости у 43 миллионов человек. Ежегодно в результате нехватки йода появляется на свет 100 тысяч детей с врожденным кретинизмом...» [107]. Наиболее ярко *I*-дефицит проявляется в горных регионах с континентальным климатом – на Урале, Алтае, в горах Сибири. Территориальные участки географической оболочки с природным дефицитом *I* выделяются как очаги эндокринных заболеваний, в частности – очаги эндемичного зоба у населения.

В связи с незначительным промышленным использованием *I* до настоящего времени не относили к антропогенным загрязнителям, представляющим экологическую опасность. Однако в последние годы, в связи с авариями на атомных электростанциях, обнаружено присутствие в загрязняющих выбросах радиоактивного изотопа *I*. Этот же изотоп зафиксирован в составе загрязнителей, поступающих в природную среду при испытаниях ядерного оружия [43]. Экологические особенности радиоактивного изотопа *I* изучены крайне слабо.

Класс экологической опасности природному *I* не присвоен. ПДК его в компонентах среды обитания не установлены.

Марганец (Mn)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,1 [40], ат.м. – 54,94.

Mn – один из наиболее широко распространенных в земной коре микроэлементов, тяжелый металл. Его содержание в горных породах колеблется в зависимости от их кислотно-основных

свойств и достигает наибольших значений в основных и ультраосновных породах – 0,15 %, в породах кислого состава – не более 0,06 % [39]. В связи с повсеместным распространением *Mn* образует множество собственных минералов: пиролюзит, марказит и др., участвующих в образовании горных пород. При выветривании он освобождается из них и мигрирует в ландшафтной сфере, охватывая всю совокупность компонентов. Конечные продукты миграции – марганцевые конкреции – осаждаются на океаническом дне и в почвенном покрове планеты.

Содержание *Mn* в почвах по обобщенным данным варьирует от 20 до 3000 мг/кг, составляя в среднем 545 мг/кг сухой почвы [43]. Поведение его в почвенном покрове и доступность для растений регулируются почвенными факторами, в первую очередь, кислотностью почвенной среды. Присутствие этого элемента в почвенном субстрате имеет важное экологическое значение, поскольку именно *Mn* регулирует равновесие важнейших почвенных параметров, таких как, например, Eh-pH. Наибольшую биологическую активность проявляет этот элемент в кислых почвах. В почвах со щелочной или близкой к ней реакцией среды биологическая активность *Mn* минимальна, его соединения почти не переходят в почвенные растворы и становятся недоступными для растений. В почвенном профиле *Mn* распределяется своеобразно. Он не дает ровного фона по морфологическим горизонтам, характерного для микроэлементов, а представлен очагово – в виде конкреций и примазок.

Из почв *Mn* переходит в растительный покров, вовлекаясь, таким образом, в биогеохимический круговорот. Наиболее интенсивно данный процесс протекает в гумидных ландшафтах с кислой реакцией почвенной среды, особенно, в сезонно затопляемых почвах. Почвы аридных ландшафтов, аккумулируя *Mn*, сравнительно слабо отдают его растениям. Распределение этого элемента в растительности, произрастающей на почвах с равным содержанием *Mn*, неоднородно, поскольку растения проявляют к нему видовую избирательность. При варьировании содержания этого физиологически необходимого элемента в фитомассе от 17 до 334 мг/кг, наиболее высокие концентрации характерны для бобовых видов растений – клеверов, донника, люпина и других [108]. Причем, чем моложе фитомасса, чем активнее она растет, тем выше в ней содержание *Mn*. При дефиците *Mn* в первую очередь страдают молодые листья растений, на которых ярко проявляется междужилковый хлороз, вслед за

которым развиваются некротические процессы, потеря тургора, ослабление роста, происходит снижение морозостойкости. Критический уровень *Mn*-недостаточности для большей части растений находится в пределах 15-25 мг/кг сухой массы [43].

Негативная реакция у растений наблюдается не только при недостатке, но и при избытке *Mn*. Токсическое действие высоких доз этого элемента наиболее часто проявляется на кислых почвах и, в первую очередь, у активных концентраторов - бобовых видов растений. По данным А.Кабата-Пендиас и др. [43] токсичность *Mn* обусловлена его способностью подавлять деятельность клубеньковых бактерий у бобовых видов, что пагубно влияет на процесс азотфиксации. У большинства растений негативная реакция на избыток *Mn* проявляется при концентрации этого элемента в сухой фитомассе свыше 500 мг/кг, хотя некоторые виды без ущерба способны накапливать до 1000 мг/кг [109].

Фитотоксичность *Mn* проявляется через ослабление ростовых процессов, потемнение корневых систем, скручивание и морщинистость листьев, железистый хлороз [43]. Избыток *Mn* в растительной массе представляет опасность для растительных живых организмов и человека, несмотря на то, что этот элемент необходим теплокровным организмам для нормального физиологического развития. В организм человека *Mn* поступает с водой, пищей, пылью при дыхании. В высоких концентрациях он подавляет иммунитет, разрушает центральную нервную систему [37]. Имеются данные о том, что при поступлении в организм с воздухом при дыхании избыток *Mn* может вызвать токсическую пневмонию, при продолжительном воздействии – способствует развитию синдрома Паркинсона [74].

В настоящее время *Mn* широко используется в промышленности, главным образом, в черной металлургии в качестве добавки при выплавке чугуна. При высокотемпературных процессах он дает 4 полиморфных модификации в атмосферных выбросах – α -, β -, δ и γ *Mn*. Все они очень летучи, особенно γ *Mn*, не утрачивающий летучести длительное время даже после остывания. В этой связи *Mn* является активным участником антропогенного рассеивания тяжелых металлов, загрязняющих среду обитания. Концентрированные ареалы рассеивания формируются на значительных территориях, прилегающих к промышленным объектам черной металлургии. Уровень загрязнения в них может быть очень высоким. Так, при естественном региональном фоне 682 мг/кг сухой почвы

содержание *Mn* в почвенном покрове окрестностей Чусовского металлургического завода колеблется от 920 до 1640 мг/кг, содержание в растительности при этом варьирует в пределах от 83 до 922 мг/кг сухой массы.

Mn относится к химическим элементам 3 класса экологической опасности. ПДК в воде - 0,1 мг/л [42]. ПДК в почвах - 1000 мг/кг [47].

Рений (Re)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,7 · 10⁻⁷ [39], ат.м. - 186,21.

Re - редкий рассеянный элемент, тяжелый металл. Концентрации его в компонентах ландшафтной оболочки ничтожны и представлены двумя природными изотопами: стабильным ¹⁸³*Re* и радиоактивным ¹⁸⁷*Re*. Период полураспада ¹⁸⁷*Re* имеет продолжительность 4,56 · 10¹⁰ лет [39].

По данным А.Кабата-Пендиас и др.[43] повышенные концентрации *Re* характерны для минералов *Mo* (до 0,04%), медистых и пиритизированных черных сланцев. В силу низких концентраций экологические особенности *Re* и его распространение в биотических компонентах практически не изучены. Имеются лишь данные о варьировании содержаний этого элемента в золе растений на территории США в пределах 70-300 мг/кг [43]. Учитывая, что средняя зольность растений не более 2 %, можно предполагать, что содержание его в фитомассе не превышает 6 мг/кг сухой массы.

Антропогенное рассеивание *Re* связано с переработкой молибденовых концентратов, из которых этот элемент извлекают для промышленных нужд. *Re* используют для выплавки жаропрочных сплавов с *W*, *Mo*, *Ta* для авиа- и космической техники; для изготовления термопар, в электронике и в качестве катализатора при крекинге нефти [39].

Класс экологической опасности *Re* не установлен. ПДК для компонентов природной среды не разработана.

4.8. ЭЛЕМЕНТЫ VIII ГРУППЫ

Группа наиболее многочисленна, в ее составе 15 химических элементов, подразделяющихся на подгруппы - главную и побочную. Главная подгруппа объединяет инертные (или

благородные) газы - *He, Ne, Ar, Kr, Xe, Rn* – простые вещества без цвета и запаха. В природе они образуются в результате ядерных реакций. Состав и объем инертных газов в ландшафтной оболочке стабилен, основная их масса сконцентрирована в атмосферном компоненте – примерно 9 объемных единиц на 1000 [39]. В числе основных экологических особенностей инертных газов - малая распространенность и химическая инертность в земных условиях. До недавнего времени они считались абсолютно устойчивыми простыми веществами, практически ни с чем не вступающими в химическое взаимодействие. Однако в 1962 г. для некоторых из них - *Kr, Xe, Rn* - получены сложные химические производные [39].

Побочная подгруппа образована тяжелыми металлами, сгруппированными в два семейства: семейство железа - *Fe, Co, Ni*; семейство платины - *Ru, Rh, Pd, Os, Ir, Pt*.

Гелий (He)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,3 · 10⁶ % [39], ат.м. – 4,00.

Несмотря на ничтожный кларк, *He* широко распространен в природе. По участию в химическом составе Вселенной он занимает 2 место после *H* [39]. Будучи в условиях Земли легким газом (*He* в 4 раза легче *O₂*), плохо растворимым в воде и не вступающим в реакции с прочими химическими элементами, *He* обнаруживает склонность к постоянной диссипации за пределы ландшафтной оболочки. Незначительный объем *He* непрерывно поступает на поверхность Земли из Космоса, но основным первичным источником этого элемента в ландшафтной оболочке являются земные недра, откуда *He* выделяется с газовыми потоками. *He* – обязательный участник всех газовых скоплений в земной коре. В некоторых случаях его доля в литосферных газовых струях достигает 13 % [39].

Хозяйственное значение *He* обусловлено использованием его в производстве газоразрядных осветительных ламп и для заполнения летательных аппаратов.

В экологическом отношении He не изучен. Принято считать, что в связи с инертностью и малым распространением в ландшафтной оболочке он не играет роли в ландшафтных процессах.

Неон (Ne)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - $0,5 \cdot 10^{-6}$ % [40], ат.м. – 20,18.

В нормальных условиях ландшафтной оболочки Ne – газ без цвета и запаха. Химически инертен. Широко используется в промышленности при производстве газоразрядных источников освещения, в газовых лазерах и в криогенной технике для получения низких температур [110].

В экологическом отношении не изучен.

Аргон (Ar) и криптон (Kr)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,4 и $0,14 \cdot 10^{-3}$ % [40], ат.м. – 39,94 и 83,80.

Ar и Kr – типичные инертные газы, более тяжелые, особенно Kr, чем Ne и He, с характерными для всех инертных газов свойствами. Опасными не считаются. В экологическом отношении, несмотря на широкое промышленное использование, не изучены.

Ксенон (Xe)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - $7 \cdot 10^{-12}$ % [40], ат.м. – 131,30.

Xe открыт сравнительно недавно, в 1898 г., и получил свое название от греческого «xenos» – чужой - за отсутствие его соединений в среде обитания человека. По физико-химическим свойствам он выделяется на фоне прочих инертных газов значительной массой – это тяжелый газ – и возможностью вступать в химические реакции с другими простыми веществами, например, с F (XeF_2 , XeF_4 , XeF_6), а также с O_2 с образованием нелетучего взрывчатого триоксида – XeO_3 [39].

В ландшафтную оболочку Xe поступает в результате процессов радиоактивного распада теллуридов, баритов и ряда некоторых других редкоземельных соединений. Наибольшая его концентрация, около $8,77 \cdot 10^{-6}$ % [39], характерна для атмосферного компонента, который и является в настоящее время основным источником промышленного получения Xe. Используется Xe довольно широко: он является обязательным наполнителем ламп

накаливания, рентгеновских трубок, газоразрядных и импульсных источников света.

В экологическом отношении Хе не изучен.

Радон (Rn)

Кларк для атмосферы, % - $6 \cdot 10^{-17}$ [39], ат.м. – 22,02.

Rn - один из наиболее редких в ландшафтной оболочке элементов. Его концентрация столь ничтожна, что обычно выражается не кларком, а фактической величиной – всего не более 115 т [39]. *Rn* – радиоактивный инертный газ, представляющий собой изоморфную смесь 25 изотопов этого элемента. Все изотопы короткоживущие, наиболее устойчив ^{222}Rn , имеющий период полураспада 3,8 суток [39]. В ландшафтную оболочку *Rn* поступает из радиоактивных руд. В отличие от прочих инертных газов он хорошо растворяется в воде, поэтому в ландшафтной оболочке встречаются подземные воды, обогащенные этим элементом – радоновые воды. Помимо воды *Rn* растворяется в органических растворителях, особенно в жирных кислотах [111].

В настоящее время *Rn* широко используется в хозяйстве: в бальнеологических целях (радоновые ванны), для определения скоростей движения газов, для выявления утечек трубопроводов, при определении возраста геологических образований.

Интерес к этому элементу у экологов появился, когда стало ясно, что *Rn* - неотъемлемая часть нашего быта. Под воздействием радиоактивного излучения *Rn* человек получает примерно половину дозы так называемой естественной радиации. Установлено, что этот газ через трещины фундаментов проникает из земных недр в жилые и производственные помещения, концентрируется в них, представляя реальную угрозу для здоровья человека. Американскими учеными в рамках Национальной программы по контролю качества воздуха в помещениях установлено, что содержание *Rn* в обследованных домах, в среднем, в 10 раз превышает его концентрацию снаружи и значительно выше безопасного для здоровья уровня [112]. К сожалению, подобных сведений, относящихся к территории России в литературе нет. Проблема требует изучения.

В связи со слабой изученностью класс опасности *Rn* не установлен. ПДК в воздухе жилых помещений (США) – 150 Бк/м³[112].

Железо (*Fe*)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 4,20 % [40], ат.м. – 55,85.

Fe – один из главных породообразующих элементов литосферы. В планетарном масштабе его концентрация увеличивается по направлению вглубь Земли. В слое гипергенеза наибольшим содержанием *Fe* отличаются ультраосновные породы – до 9,85 %; в кислых породах – обычно, не более 2,70 % [39]. Основным поставщиком *Fe* в ландшафтную оболочку являются недра Земли, относительно небольшая часть попадает с космической пылью и метеоритами.

Хемозологические особенности *Fe* обусловлены его способностью к изменению валентности и тесной геохимической связью с циклами O_2 , S , C . В зависимости от физико-химических условий среды *Fe* может иметь валентность от +1 до +6 и образовывать карбиды, сульфиды, оксиды и другие соединения. Наиболее устойчивы, поэтому наиболее распространены в ландшафтной оболочке производные двух- и трехвалентного *Fe*. Их поведение корректируется кислотно-основными свойствами вмещающего субстрата: в щелочной среде они склонны к осаждению, в кислой – к активной миграции и вовлечению в биологический круговорот. Данная особенность характеризует поведение *Fe* в почвенном покрове, для которого этот элемент обычен.

Основными почвообразующими минералами *Fe* являются гематит - αFe_2O_3 , магнетит – Fe_3O_4 , гетит - $\alpha FeOOH$, пирит - FeS_2 и другие. Каждый из перечисленных минералов характерен для определенного типа почв. Например, гематит – типичен для почв аридных и семиаридных зон; гетит – для гумидных почв умеренных зон; пирит – широко распространен в богатых S , избыточно увлажненных почвах. Почвенные оксиды *Fe* подвергаются растворению, восстановлению, хелатированию – образованию относительно устойчивых органо-минеральных комплексов. Конечным звеном всех почвенно-геохимических процессов, связанных с *Fe*, является его осаждение в виде железистых конкреций [113].

Валовое содержание *Fe* в почве может быть очень высоким, до 9 % массы (нормальное содержание 0,5-5 % [43]), но только малая его часть в нормальных условиях среды обладает биологической активностью и вовлекается в биологический

круговорот. Эта часть тем больше, чем кислее почвенный субстрат и чем выше в нем содержание *S*. В кислых анаэробных почвах гумидных зон концентрация биологически активных форм *Fe* может достигать токсичного для растений уровня и, напротив, в щелочных, хорошо аэрированных почвах аридных зон она может быть недостаточной для их нормального развития. Дефицит биологически активного *Fe* при высоком валовом его содержании в почвенном субстрате проявляется на почвах, загрязненных тяжелыми металлами – *Mn*, *Ni*, *Co*, *Zn* – и *P*. Тяжелые металлы и *P* подавляют биогенную миграцию *Fe* и могут являться причиной его недостатка для растений даже в условиях высокого валового содержания в почвенном субстрате.

Недостаток *Fe* в питании негативно влияет на развитие растений. Этот элемент является важнейшим участником энергоснабжения растительных клеток, то есть обязательным участником процесса фотосинтеза. При недостатке *Fe* на молодых листьях развивается междужилковый хлороз, затем развитие фитомассы замедляется, при длительном дефиците растение отмирает. Многочисленными исследованиями установлено, что критические концентрации *Fe* для растений – понятие видовое. Каждому растительному виду присущ свой допустимый уровень. Причем, негативно влияет на растительность не только недостаток, но и избыток *Fe*. По данным А.Кабата-Пендиас и др. [43] симптомы избытка в виде некроза листовых пластин проявляются при насыщенности растительной массы этим элементом свыше 1000 мг/кг (нормальное содержание не более 300 мг/кг).

Несбалансированность *Fe* опасна не только для растений, но и для теплокровных живых организмов. В организмы животных и человека *Fe* поступает с пищей и водой, с пылью при дыхании. Его недостаток вызывает анемию, снижение иммунитета; избыток – заболевания кровеносной системы, цирроз печени [74]. На современном этапе эволюции географической оболочки *Fe* является лидером антропогенного рассеивания металлов, его содержание в почвах удваивается каждые 60-70 лет, идет процесс, названный антропогенным «ожелезнением поверхности планеты» [114].

Класс экологической опасности *Fe* не определен. ПДК для воды – 0,1 мг/л [42]; для пищевых продуктов (овощи) – 50,0 мг/кг сырой массы [52].

Кобальт (Co)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,002 % [40], ат.м. – 58,93.

Co – спутник Fe в составе литосферного субстрата, распределен в земной коре пропорционально уровню ее ожелезнения. Наибольшие концентрации Co – до 220 мг/кг – характерны для ультраосновных и основных пород; в кислых породах – не более 15 мг/кг [43]. Геохимические аномалии Co связаны с распространением серпентинитов. Будучи тяжелым, химически инертным элементом, Co относительно слабо мигрирует в ландшафтной оболочке. Имеются данные о том, что миграционный цикл этого элемента совпадает с миграцией Mn и Fe, концентрация же в осадочных породах, в том числе, в породах органогенного происхождения, варьирует в пределах 0,1-20 мг/кг [39;43].

Нормальное содержание Co в почвенном покрове мира не превышает 40 мг/кг, средняя для педосферы концентрация около 8,5 мг/кг сухой массы [43]. По данным наших исследований для естественных подзолистых почв таежных комплексов Горнозаводского Урала среднее содержание этого микроэлемента составило 10,1 мг/кг сухой почвы, в почвах урбанизированных территорий - от 10,7 до 19,7 мг/кг, причем, наибольшие концентрации зафиксированы в почвенном субстрате газонов центральной части г.Перми – 27,8 мг/кг сухой массы – и в ареале рассеивания выбросов Чусовского металлургического завода – 31,2 мг/кг.

Далеко не весь объем Co, содержащийся в почвенном субстрате, биохимически активен, лишь растворимые его соединения доступны для растений и вовлекаются в биологический круговорот. Поведение Co в биологическом круговороте сходно с поведением Fe, Mn и других тяжелых металлов. Этот элемент поступает в фитомассу двумя путями: с потоками питательных веществ из почвенных растворов и из воздуха благодаря активному поглощению элементов листовыми пластинами. Для растений Co необходим, поскольку без него растительность не способна фиксировать атмосферный азот. Содержание Co в фитомассе зависит от его концентрации в среде и варьирует в пределах от 0,01 до 2,0 мг/кг [6; 43; 115] без видимого ущерба для растений. Для территории Горнозаводского Урала нами зафиксированы пределы колебания концентрации Co от 0,01 до 4,2 мг/кг сухой массы (в

зелени хвоща лугового). Имеются данные о крайне высоком содержании Co в растительных видах (до 4000 мг/кг сухой массы), хотя некоторые пищевые растения - ячмень, фасоль, рис и др. - дают негативную реакцию на содержание свыше 6 мг/кг [43]. Индикационным признаком избытка Co в растительной массе является побеление и отмирание кончиков листовых пластин.

Токсическое воздействие природных концентраций Co на животных и человека не установлено. Этот элемент физиологически необходим представителям как высшей, так и низшей фауны, его недостаток оказывает отрицательное воздействие на развитие теплокровных организмов. Co является протовитамином B_{12} и отвечает за процесс кроветворения и адаптивные реакции. Известно, что его недостаток в организме определяет предрасположенность человека к маниакально-депрессивным состояниям и к агрессии [116].

Co – активный участник техногенного рассеивания металлов. Основными объектами рассеивания являются предприятия по выплавке цветных металлов. Несколько меньшее, но существенное значение в техногенном рассеивании Co играет сжигание ископаемого топлива [43]. Имеются сведения о повышенных концентрациях Co в придорожных почвах и в уличной пыли крупных городов. В ареалах техногенного рассеивания установлены случаи отравления людей этим элементом. Так, Р.Р.Брукс [37] приводит данные о негативном воздействии избытка Co на кроветворение и развитие в связи с этим у человека опасных заболеваний – полицитемии, гиперлипемии и базедовой болезни.

Co относится к химическим элементам 2 класса экологической опасности [74]. ПДК в воздухе - 0,5 мг/м³ [39]. ПДК в воде – 0,1 мг/л [42]. ПДК в почвенном субстрате – 5,0 мг/кг (подвижная форма) [47].

Никель (Ni)

Кларк для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - 0,02 % [40], ат.м. – 58,71.

Ni – типичный тяжелый металл. Совместно с Co и некоторыми другими элементами он распределяется в земной коре пропорционально содержанию в ней Fe , поэтому наиболее высокие концентрации Ni – до 2000 мг/кг – характерны для ультраосновных пород, в кислых породах концентрация уменьшается в среднем на 2 порядка и обычно не превышает 15-20 мг/кг [39]. При

выветривании магматических пород Ni освобождается из них и становится активным участником миграционных процессов. При этом он проявляет склонность к осаждению фосфатами, карбонатами, S и ее производными, а также – органическим веществом. В слое гипергенеза Ni наиболее обогащены отложения, содержащие сульфиды, фосфаты, карбонаты или органику.

В почвах Ni распределяется пропорционально содержанию глины, вышеперечисленных соединений и оксидов Fe и Mn . Верхние почвенные горизонты насыщены преимущественно хелатными формами Ni , адсорбированного на органическом веществе. В естественных условиях концентрация этого элемента в почвенном субстрате определяется его содержанием в материнской породе, поэтому в большинстве случаев возрастает вниз по профилю. По данным А.Кабата-Пендиас и др. [43] среднее содержание Ni в почвенном покрове планеты составляет 20 мг/кг, варьируя в зависимости от типа почвы и характера материнской породы в пределах 1-660 мг/кг сухой массы. Наиболее высокое естественное содержание характерно для обогащенных органикой глинистых вулканических почв и почв, сформировавшихся на серпентинитах. В зональном плане повышенным содержанием Ni выделяются аридные и семиаридные почвы, в гумидных типах почв содержание этого элемента незначительно.

Нами рассматривалось фоновое содержание Ni в почвенном покрове западно-уральской тайги, на естественных и урбанизированных ее участках. По полученным данным для естественных подзолистых и дерново-подзолистых почв территории Горнозаводского Урала оно колеблется в зависимости от содержания глины и органического вещества в пределах от 7 до 24 мг/кг сухой массы. Существенно выше фоновых значений оказалось содержание Ni в урбанизированных почвах обследованной территории. Наибольшие средние концентрации – 62,6 мг/кг - характерны для ареала рассеивания выбросов Чусовского металлургического завода, максимальная концентрация – 182,5 мг/кг – выявлена в почвах зеленых насаждений центральной части г.Перми [76].

Биологическая активность Ni в почвенном субстрате коррелирует с органическим веществом и фосфатами. Чем выше их содержание, тем меньшая доля от валового объема Ni вовлекается в биологический круговорот. Значительную роль в биогенной миграции этого элемента играют также кислотно-основные характеристики среды. Имеются данные о том, что при

изменении рН почвенных растворов с 4,5 до 6,5 содержание Ni в фитомассе снижается в 8 раз [43]. Пределы варьирования концентрации рассматриваемого элемента в растительности по данным различных авторов составляют 0,07–308 мг/кг сухой массы. Наибольшие концентрации характерны для низших видов растений. Высшая растительность в нормальных природных условиях поглощает сравнительно небольшое количество Ni – не более 3,7 мг/кг сухой массы [43]. По нашим данным для фоновой территории западно-уральской тайги содержание Ni в растительной массе колеблется в соответствии с условиями среды и видовой принадлежностью растений в пределах от <0,01 до 5,6 мг/кг сухой массы. Наиболее низкая из зафиксированных концентраций характерна для зеленой массы злаков; самая высокая – для зеленых мхов [117]. Значительно выходит за указанные пределы содержание Ni в растительности урбанизированных территорий. Так, в листе липы, произрастающей в центральной части г. Перми, установлена концентрация 18,6 мг/кг сухой массы [76].

Фитофизиологическое действие Ni обусловлено его ингибирующей ролью по отношению к элементам питания растений. Избыток этого элемента в почвенном субстрате приводит к резкому снижению адсорбции питательных веществ, тормозит рост и развитие растений, подавляет процесс фотосинтеза и транспирационную активность. Установлена зависимость между концентрацией Ni в питательном субстрате и способностью растений усваивать Fe . При концентрации биологически активных форм Ni свыше 8,5 мг/кг субстрата многие виды растений не могут осваивать необходимое количество Fe , вследствие чего у них развивается хлороз [118].

Высокое содержание Ni в компонентах среды обитания представляет опасность не только для растительных, но и для теплокровных организмов, включая человека. В организм человека Ni поступает с водой и пищей. Установлено, что высокие его концентрации вызывают аллергию, дерматиты, бронхиальный рак [74]. Имеются данные, подтверждающие канцерогенное воздействие этого элемента на живые организмы [37].

Будучи тяжелым металлом, имеющим важное промышленное значение и активно используемым в хозяйственной деятельности человека, Ni входит в число технофильных элементов. К основным источникам техногенного рассеивания Ni относятся металлообрабатывающие предприятия, гальванические производства, сжигание ископаемого топлива. По данным,

приведенным Р.Бруксом [37], ежегодно, только при сжигании ископаемого топлива в атмосферу поступает 70 тыс. т *Ni*. Важным источником рассеивания, наряду с перечисленными, являются широко используемые в сельском хозяйстве фосфатные удобрения [43].

Ni относится к химическим элементам 2[74]-3[42] классов экологической опасности. ПДК в воде – 0,1 мг/л [42]; ПДК в почвах – 8,5 мг/кг [47]; ПДК в пищевой растительной продукции 0,5 мг/кг [53].

Металлы семейства платины (Pt) - Ru, Rh, Pd, Os, Ir, Pt.

Кларки для земной коры (лито-, гидро-, атмосфера), % - n · 10⁻⁷ % [39], ат.м. > 100.

Металлы, входящие в состав семейства платины (платиноиды), тяжелые и очень тяжелые. Наиболее тяжелым является *Pt* - металл, давший имя группе, его атомная масса - 195, 09 [39]. Все платиноиды относятся к редким, рассеянным элементам, имеют магматическое происхождение. Их наибольшие концентрации в коре выветривания приурочены к породам ультраосновного и основного состава. В природных условиях все представители семейства имеют изотопный состав, практически для каждого из металлов характерно наличие радиоактивных изотопов с периодом полураспада $n \cdot 10^{11}$ лет [39].

Будучи металлами благородными, платиноиды не проявляют химической активности по отношению к другим элементам. Исключение составляют *Ru* и *Os*, склонные к образованию летучих оксидов [119]. Будучи химически инертными, металлы семейства платины слабо мигрируют в природной среде и малоактивны в биохимическом отношении, за исключением радионуклидных форм, которые концентрируются в почвенном покрове и проявляют наиболее высокую биохимическую активность в кислых почвах. В нормальных условиях ландшафтной оболочки среднее содержание платиноидов в почвенном субстрате по данным различных авторов колеблется от 0,04 до 0,14 мг/кг, в растительной массе – от 0,005 до 0,20 мг/кг сухой массы [39]. Такие концентрации не представляют экологической опасности. В связи с тем, что до настоящего времени экологически опасных концентраций платиновых металлов в ландшафтной оболочке не выявлено, биогенные особенности этих элементов не изучены, класс опасности не

установлен, ПДК их содержания в компонентах ландшафтообразования не разработаны.

Контрольные вопросы

1. Назвать самый значимый в экологическом отношении химический элемент из 1 группы Периодической системы. То же – из 2-8 групп.
2. Какие из химических элементов Периодической системы представляют наибольшую экологическую опасность для человека? Чем обусловлена эта опасность?
3. Какие из рассмотренных химических элементов являются наиболее активными участниками процесса антропогенного рассеивания? С чем это связано?
4. Что такое «ожелезнение поверхности планеты»?

К каким экологическим последствиям может привести процесс изменения химического состава среды обитания биоты и человека?

5. ХЕМОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ КЛАССИФИКАЦИИ ЭЛЕМЕНТОВ

В начале прошлого века норвежский геохимик В.М.Гольдшмидт (1888-1947) заметил, что разные элементы проявляют склонность к дифференцированному поведению в различных природных компонентах и в среде обитания в целом. Наиболее легкие из элементов концентрируются преимущественно в атмосфере, более тяжелые - в лито- и гидросфере, причем, в зависимости от свойств и своеобразия природной среды, в разных условиях образуются различные формы и соединения этих элементов, предопределяющие неоднородность географической оболочки в химическом и, таким образом, в вещественном отношении. Ученый доказал, что эти особенности химических элементов определяются сходством и различиями их электронных конфигураций, в связи с чем все известные элементы могут быть разделены на 4 основных группы: атмосферные, литофильные, халькофильные и сидерофильные. Он детально рассмотрел особенности этих групп и сформулировал основные законы геохимического распределения химических элементов, обобщив их в виде «Геохимической классификации элементов» [39]. В дальнейшем предложенная классификация была дополнена еще одной группой – гидрофильные элементы (табл.5.1).

Классификация В.М.Гольдшмидта поясняет распределение химических элементов в неживой природе, отнести ее к числу хемоэкологических можно лишь условно, поскольку в ней отсутствует один из важнейших компонентов географической оболочки – живое вещество. Данный пробел восполнила биохимическая классификация американского ученого Х.Боуэна [91].

Первоначально Х.Боуэн разбил все известные химические элементы на 2 основных группы - биофилы и биофобы. В первую группу (биофилы) входит 21 элемент, важнейшими среди которых являются 5 химических элементов, формирующих белковую молекулу - *O, H, C, N, S*. Помимо этих пяти элементов нормальная жизнедеятельность биоты невозможна еще без 6 макро- и 10 микроэлементов. К макроэлементам относятся - *P, Ca, Mg, K, Na, Fe*; к микроэлементам - *Mn, J, Cu, Zn, Mo, Co, Se, B, Cs, V*. Биофильные элементы являются неотъемлемой частью любого живого вещества. Земная жизнь без них невозможна.

Таблица 5.1

Геохимическая классификация элементов [7; 120]

Группы элементов	Основные свойства элементов, входящих в группу	Состав группы
Атмофильные	Легкие, с плотностью около 1 г/см ³ , в природе обычны в виде неионизированных атомов и молекул	H, N, O, He, Ne, Ar, Cl, F, C, Br, Cr, Xe, Rn
Литофильные	Независимо от плотности, имеют валентные электроны над оболочкой из 8 электронов, с O ₂ образуют устойчивые ионные связи	C, Li, B, Be, O, F, Na, Mg, Al, Si, Cl, K, Ca, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, I, Cs, Ba, La, Hf, Ta, W, Th, U, редкие земли
Халькофильные	Независимо от плотности, при наличии валентных электронов над оболочкой из 18 электронов, образуют устойчивые соединения с S в природных условиях	S, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, Ag, As, Se, Mo, Rh, Rd, Cd, In, Sb, Te, Hg, Pb, Tl, Bi
Сидерофильные	Тяжелые, с плотностью свыше 7 г/см ³ , их внешние оболочки малодоступны для образования соединений с другими элементами, поэтому в природе обычны в самородном виде	C, P, Fe, Co, Ni, Ge, Mo, Au, Pt и металлы ее семейства
Гидрофильные	Легко вступают в химические реакции в водных растворах, обладают высокой растворимостью в воде	Br, J, Cl, H, O

Углубляя исследования с использованием накопленных наукой знаний, Х.Боуэн предложил классифицировать биофильные химические элементы по функциональной роли в живом веществе, разбив их на 3 физиологически различающиеся группы (табл.5.2).

Таблица 5.2
Классификация химических элементов по функциональной роли в живом веществе [91]

Группа	Функциональная роль в живом веществе	Химические элементы
1	Входят в состав молекулы белка – формируют тканевую структуру живого организма	O, H, C, N, S
2	Входят в состав костной ткани – формируют скелетную основу	Ca, Si, Fe, Ba, Sr
3	Участвуют в метаболических процессах клеточного уровня, обеспечивая нормальные биохимические реакции в организме	O, N, C, Fe

До недавнего времени бытовало мнение, что помимо перечисленных биофильных элементов живое вещество ни в чем не нуждается, поэтому прочие химические элементы считали биофобными. Однако в настоящее время установлено, что отношение к этим элементам у разных живых организмов существенно различается. Выявлены виды живых организмов, избирательно нуждающихся в некоторых биофобных химических элементах, совершенно не нужных и даже вредных для большинства представителей биоты. Такие элементы назвали видовыми биофилами.

Так, например, известно, что *Ga*, будучи биофобным элементом для высшей растительности, совершенно необходим для некоторых низших растений - при отсутствии этого элемента грибы не дают спор и не размножаются. Никакой другой химический элемент не может компенсировать для них недостаток *Ga* [20]. Проанализировав накопленные данные о видовых биофилах,

ученые пришли к выводу, что микроэлементный состав растений и животных – понятие видовое. Долгое время бытовала идея, до настоящего времени до конца не отвергнутая, классифицировать живое вещество по его химическому составу. По этому поводу академик А.П.Виноградов писал: «...представляется бесспорным положение, что химический состав организма есть его признак – видовой, родовой и т.д....» [8].

С позиций теории ландшафтной хемэкологии причина индивидуального химического состава живого вещества объясняется эволюцией видов в определенных геохимических условиях, в связи с чем химический состав становится наследуемым генетическим признаком вида. Распространяясь за пределы ареала своего происхождения живое вещество в новых условиях среды закономерно воссоздает свой привычный субстрат. Сколь длительна подобная наследуемость пока не известно. Вместе с тем, очевидно, что химический процесс видообразования весьма динамичен, значительную роль в нем играют современные условия, в том числе геохимическая зональность.

Основу геохимической зональности составляют изменения миграционной активности химических элементов и их соединений в зависимости от условий среды. Важнейшую роль в этом процессе играют кислотно-основные свойства природных субстратов, которые, в свою очередь, во многом зависят от зонального фактора (табл.5.3). Так, например, в условиях таежной зоны, характерной чертой которой является преимущественно кислая среда биогенных субстратов, слабо подвижны *Cr*, *Ni*, *V*, *As*, *Co* и практически неподвижен *Mo*. Все перечисленные элементы проявляют склонность накапливаться в минеральных субстратах ландшафтных комплексов, но слабо вовлекаются в биохимические процессы, поэтому в большинстве случаев не представляют экологической опасности.

Комплекс элементов - *Cu*, *Cd*, *Hg*, *Zn* и др. –, подвижных в кислой среде и в этой связи биохимически активных, представляет серьезную экологическую опасность при наличии источника загрязнения, поскольку легко вовлекается в биохимический процесс и ведет к формированию коротко циклических биогеохимических круговоротов. В условиях аридных ландшафтных зон, с характерной для них нейтральной и щелочной реакцией среды, практически неподвижны экологически опасные технофильные элементы - *Pb*, *Ba*, *Co*, напротив, очень подвижны другие, представляющие не меньшую экологическую опасность.

Таблица 5.3

Подвижность химических элементов в зависимости от кислотности среды [19]

Кислотность среды (зональные условия)	Степень подвижности элементов		
	Практически неподвижны	Слабо подвижны	Очень подвижны
Кислая и очень кислая, pH < 5,6 (гумидные)	Mo	Pb, Cr, Ni, V, As, Co	Sr, Ba, Cu, Zn, Cd, Hg, Cl, J, S
Нейтральная, pH 5,6-7,0 (субаридные)	Pb	Sr, Ba, Cu, Cr, Cd, Hg	Zn, V, As, Cl, J, S
Щелочная, pH > 7,0 (аридные)	Pb, Ba, Co	Zn, Cd, Cu, Sr	Mo, V, As, Cl, J, F

Все эти особенности химического состава ландшафтной оболочки, вместе с тем, особенности поведения в ней отдельных, зачастую представляющих реальную экологическую угрозу элементов необходимо учитывать при оценке современных хемозоологических процессов, обусловленных растущей антропогенной нагрузкой на среду обитания.

Контрольные вопросы

1. Кто является автором первой геохимической классификации химических элементов? В чем ее недостатки? Достоинства?
2. Как классифицируются химические элементы по отношению к живому веществу?
3. Чем характеризуются «биофильные» элементы? Перечислить основные из них.
4. Что такое «биофобный» элемент?
5. Привести пример «биофобного» элемента, выполняющего роль «биофила». С чем это связано?
6. Как проявляется ландшафтная зональность в распределении химических элементов?

Библиографический список

1. Вернадский В.И. Избранные сочинения. М.: АН СССР, 1954.
2. Реймерс Н.Ф. Экология (теория, законы, правила, принципы и гипотезы). М., 1994. 367 с.
3. Алексеев В.А. Экологическая геохимия. М.: Логос, 2000. 627 с.
4. Польшов Б.Б. Геохимические ландшафты // Географические работы. М.: Географгиз, 1952,б. С.381-393.
5. Саг Ю.Е. Антропогенные геохимические аномалии свинца // Свинец в окружающей среде. М.,1987. С.130-148.
6. Добровольский В.В. География микроэлементов. Глобальное рассеивание. М.: Мысль, 1983. 272 с.
7. Богдановский Г.А. Химическая экология. М.: Изд-во МГУ, 1994. 238 с.
8. Виноградов А.П. Химический элементарный состав организмов и периодическая система Д.И.Менделеева // Труды биогеохимической лаборатории АН СССР. 1935. Т.3. 167 с.
9. Добровольский В.В. Основы биогеохимии. М., 1998. 413 с.
10. Ковальский В.В. Геохимическая экология и ее эволюционные направления// Изв.АН СССР. Серия биологич. 1963. № 6.
11. Ковда В.А. Биогеохимия почвенного покрова. М.: Наука, 1973. 447 с.
12. Федоров Л.А. Хемозкология и опыт химического портретирования территорий // Региональные и муниципальные проблемы природопользования. Кирово-Чепецк, 1996. С.117.
13. Алексеева Т.А., Теплицкая Т.А. Спектрофлуорометрические методы анализа ароматических углеводородов в природных и техногенных средах. М.: Гидрометеиздат, 1981. 210 с.
14. Алексеев В.А. Основы методики эколого-геохимических исследований// Экологическая геохимия. М., 2000. С.534-580.
15. Зырин Н.Г., Горбатов В.С., Обухов А.И. и др. Система полевых и лабораторных исследований при контроле загрязнения почв тяжелыми металлами предприятий цветной металлургии// Тяжелые металлы в окружающей среде. М.: Изд-во МГУ, 1980. С.13-20.
16. Саг Ю.Е., Онищенко Т.Л., Яшин Е.П. Методические рекомендации по геохимическим исследованиям для оценки воздействия на окружающую среду проектируемых горнодобывающих предприятий. М.: Изд-во ИМГРЭ, 1986. 126 с.

17. Мильков Ф.Н. Ландшафтная сфера Земли. М.:Мысль,1970. 207 с.
18. Ферсман А.Е. Избранные труды. М.: Изд-во АН СССР,1953-1959. Т.1-5.
19. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М.:Высшая школа, 1975.
20. Бондарев Л.А. Микроэлементы: благо и зло. М.:Наука, 1984.
21. Геренчук К.И. Общее землеведение. М.: Высшая школа, 1984. 225 с.
22. Неклюкова Н.П. Общее землеведение. М.: Просвещение, 1975. 225 с.
23. Рамад Ф. Основы прикладной экологии. Л., 1981.544 с.
24. Вернадский В.И. Биосфера. Л., 1926. 74 с.
25. Исаченко А.Г. Ландшафтоведение и физико-географическое районирование. М.: Высшая школа, 1991. С.366.
26. Родин Л.Е., Базилевич Н.И. Динамика органического вещества и биологический круговорот в основных типах растительности. М.; Л., 1965.
27. Ратанова М.П. Экология современного производства. М., 1999. 227 с.
28. Металлогения и геохимия угленосных и сланцесодержащих толщ СССР/Под ред. Н.А. Созинова и др. М.: Наука, 1987.
29. Ворончихина Е.А., Идрисов Р.К., Лоскутова Н.М. Использование биогеохимических критериев для оценки антропогенной нагрузки на эталонную территорию// Перспективы развития естественных наук на Западном Урале. Пермь, 1996. С.99-101.
30. Геохимия окружающей среды/Под ред. Ю.А.Саета, Б.А.Ревич, Е.П. Яншина и др. М.:Недра,1990.335 с.
31. Мелешкин М.Т., Степанов В.Н. Промышленные отходы и окружающая среда. Киев, 1980. 178 с.
32. Гришко В.Н. Изменение агрохимических свойств почв, загрязненных фторидами // Агрохимия. № 1. 1996. С.85-94.
33. Баптизмандский В.И., Паниотов Ю.С., Зеликман В.Д. Сопоставление выбросов в окружающую среду при различных технологических схемах производства чугуна // Черная металлургия. № 12. 1995. С.14.
34. Химическая промышленность. М., 1993. С.17.
35. Александров В.Ю., Кузубова Л.И., Яблокова Е.П. Экологические проблемы автомобильного транспорта. Новосибирск:Наука, 1995.112 с.
36. Попова Н.М. Катализаторы очистки выхлопных газов автотранспорта. Алма-Ата: Наука, 1987. 224 с.

37. Брукс Р.Р. Загрязнение микроэлементами //Химия окружающей среды. М.:Химия, 1982. С.371-414.
38. Химическое загрязнение почв и их охрана: Словарь-справочник/ Д.С.Орлов и др. М.: Агропромиздат, 1991. 303 с.
39. Горная энциклопедия /Под ред. Е.А. Козловского и др. М.: Изд-во Советская энциклопедия, 1991. 541 с.
40. Ферсман А.Е. Распространенность элементов в земной коре (лито-, гидро- и атмосфера)//Справочник по химии. М.: Просвещение, 1964. С.155.
41. Лозановская И.Н. и др. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении. М.: Высшая школа, 1998.
42. СанПиН 2.1.4.559-96/Экологические и гигиенические нормативы контроля параметров окружающей среды// Контроль химических и биологических параметров окружающей среды. СПб,1998. 320 с.
43. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 438 с.
44. Анненков Б.Н., Юдинцева Е.В. Основы сельскохозяйственной радиологии. М.: Агропромиздат,1991. 287 с.
45. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем. Екатеринбург, 1994. 280 с.
46. Химия и жизнь. 1993. № 9. С.60.
47. Предельно допустимые концентрации в почвах. Утв.МСХ РФ 04.09.1992 г. // Временная инструкция о порядке закупок сельскохозяйственной продукции. М., 1992.
48. Рэуце К., Кырстя С. Борьба с загрязнением почвы. М.: Агропромиздат, 1986. 221 с.
49. Griffiths W.R., Allaway W.N. Berillium // Geochemstru and the Environment/ Wascington, D.C., 1977. S.26.
50. Shacklette H.T., Boerngen J.G. Element concentration in soils and other surficial materials of the conterminous United States. Geol. Surv. Prof. Pap., 1270, 1984. S.64.
51. Moore H.E., Poet S.E. Background levels of Ra-226 in the lower troposphere// Atmos.Envirон., № 10, 1996. S.12-15.
52. Сигуля Е.Е. Цинк и органы чувств// Химия и жизнь. 1986. № 9. С.36-38.
53. Временные гигиенические нормативы содержания химических элементов в основных пищевых продуктах. № 2450-81. М.: Минздрав СССР, 1982.

54. Kitagishi K., Yamane I. Heavy Metal Pollution in Soils of Japan. – Tokyo, 1981. S.107.
55. Ильин В.Б., Степанова М.Д. Распределение свинца и кадмия в растениях пшеницы, произрастающих на загрязненных этими металлами почвах/ Агрехимия. 1980. № 5. С.114.
56. Трейман А.А. Медь и марганец в почвах, растениях и водах Салаирского кряжа и Присалаирской равнины// Медь, марганец и бор в ландшафтах Барабинской низменности. Новосибирск: Наука, 1971. С.54.
57. Kloke A. Richtwerte-80: Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. Mitt. VDLUFA. 1980. S.64.
58. Дворников А.Г., Овсяникова Л.Б., Сиденко О.Г. Некоторые особенности коэффициентов биологического поглощения на гидротермальных месторождениях Донбасса в связи с прогнозированием скрытого ртутного оруденения // Геохимия. № 4. 1976. 626 с.
59. Куликова А.Х., Нурғалиева Г.М. Динамика органических соединений ртути в выщелоченном черноземе/ Почвоведение. № 12. 1979. С.142.
60. Якушевская И.В., Мартыненко А.Г. Микроэлементы в ландшафтах колючей лесостепи// Почвоведение. №4. 1972. С. 44.
61. Зырин Н.Г., Зборищук Ю.Н. Бор в пахотном слое почв// Почвоведение. №5. 1975. С.44.
62. Методические рекомендации по определению реальной нагрузки на человека химических веществ, поступающих с атмосферным воздухом, водой и пищевыми продуктами. М.: Минздрав СССР, 1986. 33 с.
63. Грибовская И.Ф., Летунова С.В., Романова С.И. Микроэлементы в органах бобовых растений// Агрехимия. № 3. 1968. 81 с.
64. Дворников А.Г., Овсяникова Л.Б., Сиденко О.Г. Некоторые особенности коэффициентов биологического поглощения на гидротермальных месторождениях Донбасса// Геохимия. № 4. 1976. С.696.
65. Фаддеева И.Н. Оценка галлия как загрязняющего вещества, его влияние на здоровье человека// Проблемы окружающей среды и природных ресурсов. Обзорная информация. М., 1990. С.15.

66. Ведеполь К.Н. Скандий в почвах и растениях // Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. С.209-211.
67. Эрдман И.А., Шаклетт Н.Т. Иттрий в растениях// Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. С.212.
68. Расселл Р.В. Химия загрязняющих веществ и поведение человека// Химия окружающей среды. М., 1982. С.22-37.
69. Matsumoto H., Syo S., Takahashi E. Translocation and some forms of germanium in rice plants// Soil Sci. Plant Nutr. 1975. S.273.
70. Ковалевский А.Л. Биогеохимия растений. Новосибирск: Наука, 1991. 290 с.
71. Свинец в окружающей среде /Под ред. В.В.Добровольского и др. М.:Наука, 1987.179 с.
72. Гигиенические критерии состояния окружающей среды. Женева: ВОЗ.1980.193 с.
73. Обухов А.И. Доступность свинца растениям // Свинец в окружающей среде. М.,1987. С.109-115.
74. Количественные и качественные показатели // Экологический словарь. М.: Слог, 1993. С.119-126.
75. Ворончихина Е.А., Запоров А.Ю. Экологические аспекты загрязнения среды тяжелыми металлами// Вопросы физической географии и геоэкологии Урала. Пермь, 1998. С.139-146.
76. Ворончихина Е.А., Запоров А.Ю. Тяжелые металлы в почвенно-растительном покрове г.Перми// Вопросы физической географии и геоэкологии Урала. Пермь, 2000. С.134-142.
77. Ворончихина Е.А., Идрисов Р.К., Лоскутова Н.М. Использование биогеохимических критериев для оценки антропогенной нагрузки на эталонную территорию// Перспективы развития естественных наук на Западном Урале. Пермь,1996. С.99-102.
78. Боуэн Н.И. Содержание циркония в лишайниках и мхах// Тяжелые металлы в почвах и растениях. М.,1989. С.249-251.
79. Артамонов В.И. Окислы азота//Энергия. 1994.№ 4. С.22-24.
80. Рычков А.Л. Нитратная кухня//Химия и жизнь. 1989. № 7. С.93-94.
81. Везер В.Д. Фосфор и его соединения. М., 1962. 217 с.
82. Федоров Л.А. Химическое оружие в России: экология, экономика, политика. М.,1994. 120 с.

83. Петрунина Н.С. Геохимическая экология растений в провинциях с избыточным содержанием микроэлементов // Труды биогеохимической лаборатории. М.: Наука, 1974. Т.13. С.57.
84. Добрицкая Ю.И. Распределение ванадия в природных объектах// Агрохимия. №3. 1969. С.143.
85. Урэ А.М., Бакон И.Р. Ниобий// Микроэлементы в почвах и растениях. М., 1989. С.270-271.
86. Тютина Н.А., Алесковский В.Б., Васильев П.И. Опыт биогеохимического опробования ниобия в растениях// Геохимия. № 6. 1956. С.550.
87. Данилов А.Д., Кароль И.Л. Атмосферный озон – сенсации и реальность. Л.: Гидрометеоздат, 1991. 164 с.
88. Заварзин Г. Запад будет портить воздух за наши деньги// Московский комсомолец.2000. № 9. С.24.
89. Резницкий И.Г. От экологически опасных до крайне полезных// Энергия. 1993. № 6. С.15-18.
90. Артамонов В.А. В воздухе – сернистый газ// Энергия. 1993. № 12. С.51-54.
91. Bowen H.I.M. Environmental Chemistry of the Elements// Academic Press. New York, 1979. S.333.
92. Петрунина Н.С. Геохимическая экология растений в провинциях с избыточным содержанием микроэлементов // Труды биогеохимической лаборатории АН СССР. Т.13. М.: Наука, 1974. 57 с.
93. Грушко Я.М. Вредные неорганические соединения в промышленных выбросах в атмосферу. Л.: Химия, 1987. 192 с.
94. Зырин Н.Г., Зборищук Ю.Н. Молибден в пахотном слое почв Европейской части СССР// Агрохимия. 1976. № 8. С.105.
95. Риш М.А. Геохимическая экология животных и проблемы генетики// Биологическая роль микроэлементов. М.: Наука, 1983. С.17-27.
96. Kloke A. Orientierungsdaten fur tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturboden// Richtwerte-80. EDITURA CERES. 1980. S.12.
97. Белякова Т.М. Фтор в почвах и растениях в связи с эндемичным флюорозом// Почвоведение.1987. № 8. С.55.
98. Palsson P.A. Fluorosis in farm animals in Iceland related to volcanic eruptions//Universitesforlaget. Oslo,1980. S.123.
99. Гришко В.Н. Изменение агрохимических свойств почв, загрязненных фторидами// Агрохимия. 1996. №1. С.85-94.

- 100.
101. Клейн Д. Запахло сенсацией// Луч.1999. №112. С.5.
- 102.Муллинс Т. Химия загрязнения воды// Химия окружающей среды. М.:Химия, 1982. С.276-345.
- 103.Зедайн О. Вся правда о диоксинах// Здоровье. 1999. №4. С.62-64.
- 104.Федоров Л.А. Диоксины в питьевой воде//Химия и жизнь. 1993. №1. С.82-86.
- 105.Селезнев Ю.М., Тюрюкалова А.Н. О некоторых факторах изменения форм йода в почвах// Биологические науки. 1971. № 6. С.128.
- 106.Зырин Н.Г., Зборишук Ю.Н. Содержание йода в пахотном слое почв Европейской части СССР// Почвоведение. 1975. №9. С.49.
- 107.Аникина А.П. Йод в почвах и растениях Центральной Барабы// Сибирский вестник. 1975. №1. С.10-15.
- 108.Григорьев Р. Умный йод Флоренского. М., 2001. С.29.
- 109.Ильин В.Б. Биогеохимия и агрохимия микроэлементов (Mn, Cu, V, Mo) в южной части Западной Сибири. Новосибирск: Наука, 1973. 389 с.
- 110.Ивлев А.М. О биогеохимии марганца в южной части Сахалина// Биогеохимия зоны гипергенеза. М.: Наука, 1971. С.92.
- 111.Фастовский В.Г., Ровинский А.Е., Петровский Ю.В. Инертные газы. М., 1972. 286 с.
- 112.Несмеянов А.Н. Радиохимия. М., 1978. 143 с.
- 113.Кольтовер В.К. Еще раз о радиоактивности в нашем доме//Химия и жизнь. 1990. № 4. С.72-75.
- 114.Зонн С.В. Железо в почвах. М.:Наука, 1982. 207 с.
- 115.Глазовская М.А. Техногенез и проблемы ландшафтно-геохимического прогнозирования// Вестник Моск.ун-та. География. 1968. № 1. С.34-36.
- 116.Ковальский В.В. Геохимическая экология. М., 1974. 323 с.
- 117.Рылов А.Л. Злые демоны мозга// Химия и жизнь. 1985. № 11. С.34.
- 118.Ворончихина Е.А., Ларионова Е.А., Лоскутова Н.М. Тяжелые металлы в горно-таежных ландшафтах заповедника «Басеги»// Состояние и динамика природных комплексов особо охраняемых территорий Урала. Сыктывкар,2000. С.40-43.
- 119.Жизневская Г.Я., Иванова Н.Н. Микроэлементы в питании растений// Микроэлементы в СССР. Рига, 1974. С.45.
120. Популярная библиотека химических элементов. М.: Наука, 1983. С.54.
- 121.Овчинников Л.Н. Прикладная геохимия. М.: Недра, 1990. 248 с.

Учебное издание

Основы ландшафтной хемозкологии

***Ворончихина Евгения Александровна
Ларионова Елена Александровна***

Редактор *Л.Л. Савенкова*
Технический редактор *Н.В.Петрова*
Корректор *Н.В.Иванова*

ИБ № 424

Подписано в печать 20.05. 2002 г. Формат 60x84 ¹/₁₆.
Бум. Офсетная. Печать офсетная. Усл.печ.л. 8,6.
Уч.-изд. л. 9. Тираж 500 экз. Заказ

Редакционно-издательский отдел Пермского университета
614600 Пермь, ул. Букирева, 15

Типография Пермского университета
614600 Пермь, ул. Букирева, 15