

**МИНИСТЕРСТВО ОБРАЗОВАНИЯ И НАУКИ
РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ**

**Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение
высшего профессионального образования**

**«Московский государственный институт электроники и математики
(технический университет)»**

Кафедра экологии и права

**Вредные вещества в различных средах и методы
оценки их воздействия на экосистемы**

**Методическая разработка по дисциплине
«Экологические риски и защита от них»**

Москва 2012

Составители: старший преподаватель Е.Б. Михайлов
канд. техн. наук О.В. Аксенова

Вредные вещества в различных средах и методы оценки их воздействия на экосистемы. Методическая разработка по дисциплине «Экологические риски и защита от них» / Моск. гос. ин-т электроники и математики; Сост.: Е.Б. Михайлов, О.В. Аксенова. М., 2012. – 32 с.

Табл. 2 Ил. 5. Библиогр.: 8 назв.

Содержание методической разработки представляет собой продолжение курса лекций, изложенных в методической разработке «Источники экологического риска и подходы к его оценке», и посвящено описанию вредных веществ в различных средах и методам оценки воздействия этих веществ на экосистемы.

Для студентов V курса факультетов АВТ, ФЭ, ФИТ и студентов III курса, обучающихся по направлению подготовки «Менеджмент» ФЭМ.

ISBN 978-5-94506-311-2

ОГЛАВЛЕНИЕ

ЛЕКЦИЯ 6

<i>Воздействие вредных веществ в технобиогеохимических провинциях</i>	4
6.1. <i>Металлогенные биогеохимические провинции</i>	4
6.2. <i>Ранжирование металлов по степени их воздействия на окружающую среду</i>	5
6.3. <i>Ртуть, применение, воздействие на биоту</i>	6
6.4. <i>Свинец, применение, воздействие на биоту</i>	7
6.5. <i>Кадмий, применение, воздействие на биоту</i>	8
6.6. <i>Контрольные вопросы</i>	9

ЛЕКЦИЯ 7

<i>Урбогеохимические провинции</i>	9
7.1. <i>Экологические проблемы урбанизации</i>	9
7.2. <i>Современные подходы к экологической оценке городских экосистем</i>	10
7.3. <i>Масштабы изменений природной среды в крупных городах</i>	10
7.4. <i>Урбоэкологические особенности планировочной структуры города</i>	11
7.5. <i>Города как источники загрязнения окружающей среды</i>	11
7.6. <i>Миграция загрязняющих веществ</i>	12
7.7. <i>Геохимический мониторинг и анализ состояния городских ландшафтов</i> ...	13

ЛЕКЦИЯ 8

<i>Агрогеохимические провинции</i>	14
8.1. <i>Влияние агрохимикатов на природные биогеохимические циклы</i>	14
8.2. <i>Антропогенное воздействие на вымывание азота в грунтовые воды</i>	16
8.3. <i>Эвтрофирование поверхностных вод</i>	16
8.4. <i>Микроэлементы и пестициды в агрохимических провинциях</i>	17
8.5. <i>Контрольные вопросы</i>	18

ЛЕКЦИЯ 9

<i>Основы экотоксической химии</i>	18
9.1. <i>Поведение токсикантов в организме</i>	19
9.2. <i>Зависимость эффекта воздействия токсиканта от его дозы</i>	20
9.3. <i>Летальные и сублетальные воздействия</i>	22
9.4. <i>Взаимосвязь между летальным и сублетальным воздействиями</i>	22
9.5. <i>Липофильность загрязняющих веществ</i>	23
9.6. <i>Индикаторные виды</i>	24
9.7. <i>Контрольные вопросы</i>	25

ЛЕКЦИЯ 10

<i>Биогеохимические стандарты</i>	25
10.1. <i>Трансграничное загрязнение поступление воздуха</i>	26
10.2. <i>Политическая востребованность методологии критических нагрузок</i> ...	26
10.3. <i>Методология критических нагрузок</i>	27
10.4. <i>Этапы расчета критической нагрузки при поступлении соединений серы и азота в экосистему</i>	28
10.5. <i>Оценка экологического риска при расчете критических нагрузок</i>	29
10.6. <i>Контрольные вопросы</i>	31
БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК	31

*Лекция №6****Воздействие вредных веществ в технобиогеохимических провинциях***

Антропогенная активность за последние 100 лет привела к ускоренному поступлению загрязняющих веществ в биосферу, что привело к изменению биогеохимической структуры в литосфере, гидросфере и атмосфере. Гибкость, или устойчивость, биогеохимической структуры к антропогенным нагрузкам подразумевает наличие определенного гомеостатического интервала, внутри которого возрастающее поступление поллютантов (загрязняющих веществ) будет находиться в пределах природных отклонений различных звеньев биогеохимических пищевых цепей.

Многие вопросы, связанные с глобальными экологическими проблемами парниковых газов, разрушения озонового слоя, кислых дождей, трансграничного загрязнения воздуха и вод, тесно взаимосвязаны с биогеохимией окружающей среды, а также с проблемами оценки экологического риска.

6.1. Металлогенные биогеохимические провинции

Месторождения металлов формируют природные биогеохимические провинции, связанные с избытком этих металлов (чаще их соединений) в биогеохимических пищевых цепях. При добыче различных металлогенных руд в окружающую среду поступает большое количество химических элементов. Техногенная трансформация территорий рудных месторождений определяется не только способом добычи, транспортировки, технологией переработки руд, но и другими факторами. К ним можно отнести гидрогеологическую обстановку, природные условия водной и воздушной миграции, химический и минеральный состав руд. Во многом загрязнение определяется и различными водами, рассеянием рудного материала при транспортировке, а также выбросами и стоками обогатительных фабрик и горно-металлургических комбинатов.

В современной литературе встречаются различные определения загрязнения окружающей среды. Большинство из них сводится к количественным оценкам скорости поступления поллютантов и их накопления в различных слагаемых биосферы – почвах, природных водах, воздухе, кормах и продуктах. Однако значительная пространственная и временная вариабельность геохимического фона не позволяет однозначно оценить конкретную провинцию. Следует принимать во внимание биогеохимические циклы различных элементов в наземных и пресноводных экосистемах на локальном, региональном и глобальном уровнях.

Таким образом, с биогеохимической точки зрения *загрязнение окружающей среды представляет собой обратимое и/или необратимое изменение биогеохимической структуры экосистем*. Эти биогеохимические изменения сопровождаются возникновением многих экологических проблем, связанных со здоровьем человека и состоянием экосистем.

Практически все металлы токсичны для здоровья человека, но в наибольшей степени токсичность характерна для тяжелых металлов.

К тяжелым металлам относятся металлы с молекулярной массой более 55 у.е., т.е. начиная с позиций железа в периодической таблице Д.И. Менделеева. Многие тяжелые металлы играют важную роль в биогеохимических и физических процессах, протекающих в живых организмах, от микробов до человека. Они активно включаются в пищевые циклы, накапливаются в почве, растительности, донных

отложениях. Миграция тяжелых металлов усиливается в связи с добычей и переработкой цветных металлов, сжиганием угля (присутствуют в виде примесей), выпадением кислотных дождей.

К тяжелым металлам относят разнообразные элементы. Одни из них имеют выраженные биохимические функции, являясь питательными микроэлементами (Fe, Cu, Zn, Mo, Mn и др.), тогда как для других (Cd, As, Pb, Hg) эти функции не известны и они считаются токсичными элементами. Микроэлементы необходимы живым организмам именно в микроколичествах, в больших же дозах они причиняют токсический эффект.

Во второй половине 20-го века были отмечены катастрофические отравления ртутью и кадмием в промышленно развитой Японии. Это привлекло внимание многих к экологическим и экотоксическим проблемам, связанным с тяжелыми металлами. Специалисты отметили две характеристические особенности поведения тяжелых металлов в окружающей среде:

- они не разделяются подобно органическим соединениям на простые безвредные вещества под воздействием природных процессов;

- легко адсорбируются, концентрируются и сохраняются в течение длительного времени в почве и донных отложениях водоемов.

Оба фактора объясняют причину долговременного воздействия многих тяжелых металлов на окружающую среду.

6.2. Ранжирование металлов по степени их воздействия на окружающую среду

Все тяжелые металлы, подобно другим химическим элементам, являются природными веществами. В течение длительной истории Земли вследствие комплексного воздействия многих геологических и биологических процессов тяжелые металлы были неравномерно распределены в биосфере. Сложная биогеохимическая структура, связанная с неоптимальным содержанием тяжелых металлов и микроэлементов (их избыток столь же вреден, сколь и недостаток), привела к возникновению многих природных эндемических заболеваний животных и человека.

Металлы 6-го периода в таблице Менделеева потенциально наиболее токсичны (Os, Ir, Pt, Au, Hg, Tl, Pb), однако плохая растворимость большинства их солей в воде уменьшает это токсическое воздействие.

Металлы присутствуют в окружающей среде в виде различных соединений. Считается, что в целом органоминеральные соединения более токсичны. Например, неорганические соединения свинца и ртути менее токсичны, чем органические (метилртуть, тетраэтилсвинец). Однако неорганические соединения мышьяка более токсичны, чем органические. Например, рыбы могут запасать мышьяк в форме орсенолипидов, которые почти не токсичны.

Глобальное накопление тяжелых металлов в биосфере связано с их *индексами технофильности*, определяемыми как отношение годовой добычи металлов и их средними концентрациями в земной коре.

Величины индексов технофильности свидетельствуют о том, что актуальная и потенциальная опасность таких металлов, как свинец, ртуть, кадмий, намного выше (индекс технофильности > 30), чем марганца или железа (индекс технофильности = 1).

При сравнении величины природной и антропогенной эмиссии тяжелых металлов в атмосферу применяют показатель F^* – *фактор мобилизации*, отношение

антропогенной эмиссии к природной. Так для свинца природная эмиссия в атмосферу оценивается в $4 \cdot 10^3$ т/год, а антропогенная – $400 \cdot 10^3$ т/год, тогда $F^* = 400 \cdot 10^3 / 4 \cdot 10^3 = 100$. Чем больше фактор мобилизации, тем разрушительнее хозяйственная деятельность для экосистем при эмиссии конкретного поллютанта.

Среди загрязнителей тяжелыми металлами можно отметить производство пестицидов, электронику, цветную металлургию, электрохимию. Здесь используется широкий спектр металлов, а вот в кожевенной промышленности используется только хром, в бумажной – ртуть.

Выбросы потенциально и актуально опасных токсических элементов могут оказывать воздействие на экосистемы и здоровье человека в глобальном, региональном и локальном масштабах. Накопление происходит в почве, воде, донных отложениях и биоте.

Глобальный круговорот свинца в наибольшей степени был изменен антропогенным воздействием, что связано с использованием этилированного бензина, содержащего тетраэтилсвинец. Изменение цикла алюминия связано с региональным выпадением кислых дождей. В отличие от свинца и алюминия воздействие хрома проявляется локально, вблизи электрохимических и кожевенных производств. При формировании органических соединений подвижность металлов возрастает, соответственно увеличивается и их токсичность, также она увеличивается с подкислением почв и вод.

Таблица 6.1

Антропогенные изменения в циклах тяжелых металлов

Металлы	Масштаб изменений			Диагностическая среда	Механизм высвобождения	Пути поступления в организм
	Гло-бальный	Реги-ональный	Ло-кальный			
Pb	+	+	+	Ледники, донные отложения	Улетучивание	Воздух, пища
Al	-	+	-	Почвы, воды	Растворение	Вода, пища
Cr	-	-	+	Почвы, воды	Растворение	Вода
Hg	(-)	+	+	Рыбы, донные отложения	Алкилирование	Пища, воздух
Cd	(-)	+	+	Почвы, воды, донные отложения	Растворение, улетучивание	Пища

Из таблицы 6.1 видно, что наибольшее воздействие на окружающую среду оказывают три элемента, представляющие собой тяжелые металлы: ртуть, свинец и кадмий.

6.3. Ртуть, применение, воздействие на биоту

Ртуть – относительно редкий элемент, присутствующий в земной коре в виде сульфата ртути HgS, или киновари.

Ртуть является единственным металлом, существующим в жидком состоянии при обычных температурах; ее точка кипения относительно низкая (357°C), и пары

ртути присутствуют в воздухе даже при комнатной температуре. ПДК ртути в воздухе составляет 0,05 мг/м³.

Ртуть используют при производстве фунгицидов, применяемых в сельском хозяйстве для протравливания семян, ламп дневного света, кварцевых ламп, ртутных батарей, медицинских термометров. Большое количество ртути используют в виде амальгам для лечения и протезирования зубов.

Широкомасштабное применение ртути в батарейках и аккумуляторах создало проблему их захоронения после использования, поскольку ртуть летуча и выбрасывается в атмосферу в процессе сжигания мусора. Этим объясняется широкий масштаб загрязнения экосистем ртутью.

Токсичность ртути известна человеку с давних времен. Вдыхание паров ртути вызывает неврологические симптомы: раздраженное состояние, головную боль, депрессию, непроизвольное сокращение мышц. Органические соединения ртути (метилртуть – ПДК=0,01мг/м³) легко проникают в кору головного мозга, поступая туда с кровью, чем вызывают умственные расстройства.

Элементарная ртуть в основном токсична в виде паров, гораздо в меньшей степени она проникает в организм через желудок. Неорганические соли ртути вызывают повреждение почек. Потребление ртути с пищей ведет к ее аккумуляции в теле человека. Ртуть действует как кумулятивный яд, поскольку скорость выведения ртути из организма очень низкая. Единичное употребление пищи, загрязненной ртутью, на определенном уровне может не вызвать вредного воздействия, но такая же концентрация при долговременном употреблении загрязненной пищи может привести к заболеванию и смерти.

Крупнейший эпизод массового отравления при попадании ртути в биогеохимические пищевые цепи произошел в 1950-е годы в японском рыбацком поселке Миномата (отсюда пошло название – болезнь Миноматы). Более 1000 человек отравились, из них около 200 умерли.

С трудом и не сразу специалисты установили связь отравления жителей с поступлением остатков ртути местного завода со сточными водами в море. Все больные съедали большое количество рыбы и моллюсков, в тканях которых происходило биоконцентрирование ртути.

При остром отравлении ртутью необходимо использовать антидот 2, 3 – диметилкаптоэтанол (БАЛ), британский антилюизит.

6.4. Свинец, применение, воздействие на биоту

Свинец существует в природе большей частью в виде сульфида (PbS), называемого свинцовым блеском.

В атмосфере поверхность свинца быстро покрывается слоем окислов и карбонатов, что предотвращает развитие коррозионных процессов. В отсутствие такого покрытия свинец медленно растворяется в воде, особенно в кислой среде.

Использование свинца известно со времен Древнего Египта и Вавилона. Римляне интенсивно использовали свинец для водораспределительных систем, так как этот металл очень легко обрабатывается. Известны утверждения историков об упадке Римской империи в связи с отравлениями правящей элиты свинцом из водопроводных труб.

В настоящее время мировое производство свинца измеряется миллионами тонн ежегодно. Использование свинца включает производство электробатарей и аккумуляторов, а также тетраэтилсвинца в качестве добавок для бензина. Свинцовый

сурик используют для окрашивания железных крыш. В условиях выпадения кислых дождей это покрытие, однако, легко разрушается. Реже свинец применяют при производстве хрусталя и изготовлении защитных покрытий при работе с радиоактивными веществами.

Свинец является нежизненно важным элементом и, более того, считается кумулятивным ядом, вызывающим чувство усталости, раздражимости, анемии, поведенческие отклонения и снижение умственного развития людей, потребляющих воду и пищу с высоким содержанием этого элемента. Подобно ртути органические соединения свинца гораздо более токсичны, чем минеральные формы, из-за их более высокой липофильности и большей способности к проникновению из кровеносных сосудов в мозговые ткани. Возникающие неврологические заболевания характеризуются такими симптомами, как раздражительность, бессонница, иррациональное поведение. Аппетит подавляется до такой степени, что от истощения может наступить смерть. Предполагается, что одной из причин гибели членов различных полярных экспедиций явилось использование консервов, банки которых были изготовлены с применением свинцового припоя. ВОЗ в последние годы резко уменьшило величину ПДК для свинца в питьевых водах с 50 до 10 мкг/л из-за отмеченных проявлений его хронической токсичности.

Полупериод существования свинца в организме человека составляет около 6 лет. Выведение свинца из организма происходит очень медленно, а с возрастом лишь затрудняется. При высоком содержании свинца в организме его выведение возможно с использованием этилендиаминтетрауксусной кислоты (ЭДТА).

6.5. Кадмий, применение, воздействие на биоту

Кадмий встречается в природе в виде совместных залежей его сульфидов с сульфидами цинка, меди и свинца. Подобно ртути и свинцу этот тяжелый металл не имеет известных в настоящее время биологических функций в живых организмах и, следовательно, его накопление в пище и воде приводит к нежелательным токсическим воздействиям на биоту.

Производство кадмия связано с его использованием на электрохимических заводах для гальванизации металлов, при изготовлении никель-кадмиевых батарей и специальных сплавов.

Проблема захоронения никель-кадмиевых батарей после их использования стоит очень остро во всех странах. Именно со свалками (наряду с загрязнениями от фосфорных удобрений, куда кадмий входит как примесь) связано основное загрязнение почв и вод кадмием.

Кадмий остро токсичен и симптомы отравления связаны с рвотой, затруднением дыхания и потерей сознания при высоких дозах. При хроническом воздействии металла наблюдается анемия, анесмия (потеря чувствительности к запахам), нарушения сердечно-сосудистой и нервной системы, приводящие к повышению давления. Увеличение потребления кадмия блокирует усвоение жизненно важных макроэлементов меди и цинка, вызывая их дефицит в организме человека. Известно и канцерогенное действие кадмия.

Потребление Cd происходит в основном с пищей и через воздух. Так, курильщики поглощают значительное количество этого элемента с сигарным дымом. В кадмиевых геохимических провинциях Швеции запрещено выращивать ряд культур, аккумулирующих этот металл, например пшеницу и картофель.

ВОЗ установил ПДК для Cd в питьевой воде в размере 5 мкг/л, однако при совместном воздействии с Hg возможно отравление и при более низких концентрациях. Для пищи верхний предел поглощения кадмия установлен в размере 1 мкг/кг в сутки.

6.6. Контрольные вопросы

1. Какие факторы формируют металлогенную биогеохимическую провинцию?
2. Назовите градации масштабов загрязнения поллютантами биосферы.
3. Что представляет собой загрязнение с биогеохимической точки зрения?
4. Какие металлы относятся к «тяжелым» и почему они являются токсичными для биоты?
5. Что является индексом технофильности и фактором мобилизации?
6. Почему ртуть, свинец и кадмий являются на сегодня основными загрязнителями биосферы?
7. Ртуть, применение, воздействие на человека.
8. Свинец, применение, воздействие на человека.
9. Кадмий, применение, воздействие на человека.

Лекция 7

Урбогеохимические провинции

С понятием города неразрывно связан термин «урбанизация» (от лат. urbanus – городской) – возникновение и постоянное увеличение площади и численности населения городов, занятого в несельскохозяйственной сфере деятельности. В понятие урбанизации входит и процесс формирования городских ландшафтов как особой среды организации поверхности Земли в пределах городских агломераций. Неотъемлемым признаком городов является и постоянно возрастающее загрязнение окружающей среды.

Единого критерия придания статуса города поселению не существует. ООН предлагает считать городами поселения с 20 тыс. человек или больше. В России достаточно 12 тыс. и чтобы 75% жителей населенного пункта были заняты в несельскохозяйственной среде.

7.1. Экологические проблемы урбанизации

Одна из важнейших мировых проблем – урбанизация, или быстрый рост городов и городского населения. В настоящее время более 50% населения мира (в Европе 80%) живет в городах.

Основные непосредственные причины роста численности городского населения: миграция людей в города из сельской местности, а также и из других стран и прирост населения в городах благодаря превышению рождаемости над смертностью.

Экологические проблемы урбанизации заметно различаются в развитых и развивающихся странах. В городах беднейших стран оказываются перегруженными все системы жизнеобеспечения: водоснабжение, канализация, сбор и переработка мусора, электроснабжение, медицинская помощь и т.д. В этих городах встречаются зоны, мало напоминающие город, но именно на таких территориях проживает значительная часть населения, которое лишь условно можно назвать городским.

В развитых странах экологические проблемы городов в той или иной степени решаются за счет больших финансовых вложений. Для решения этих проблем необходимо тратить 3-5% общего городского бюджета. Например, во многих городах за последние десятилетия улучшилось качество воды и воздуха. Полицейские Токио, управляющие уличным движением, раньше нуждались в кислородных масках, сейчас состояние воздуха стало значительно лучше. Реку Дунай называли канализационным стоком ряда стран Европы. В настоящее время, благодаря эффективному применению природоохранных мероприятий, в дельте реки Дунай ведется разведение и промышленный лов ценнейших осетровых пород рыб.

7.2. Современные подходы к экологической оценке городских экосистем

Оценка города с позиции восприятия его человеком неоднозначна и основывается на признании в качестве наиболее значимых следующих его свойств:

- физиологическая среда проживания (безопасность жизни, санитарно-гигиенические и микроклиматические условия);
- удобство проживания, включая функционально технический комфорт – условия экономически эффективной деятельности, коммуникаций;
- эстетическая функция среды, обеспечивающая воспроизводство культурных традиций населения.

Комфортной может являться та городская среда, в которой достигается баланс уровня качества перечисленных позиций, и это качество различно в различных национальных культурах.

Город – антропоэкологическая система, динамическая совокупность, составленная проживающим населением и освоенной территорией. Вместе с тем город – это природно-антропогенная система, основой которой являются человек и природная среда. Взаимодействие этих двух факторов и создает специфическую урбоэкосистему (городскую среду). Эта экосистема развивается и изменяется преимущественно в результате управления антропогенными процессами и в значительно меньшей степени – саморазвития природной среды, которое может привести к уничтожению города.

При выборе места для строительства города рассматривают две группы свойств компонентов среды: экономические и экологические. Превалирование тех или иных качественных и количественных показателей предопределяет социально-экономические функции города. Большинство столичных городов было заложено в местах экологического оптимума: участки при слиянии двух рек, при впадении реки в озеро, море. Именно здесь возможно наиболее благоприятное сочетание требований человека к месту, т.к. столица – это и административный центр, транспортный узел, центр культурной жизни, и рынок товаров и рабочей силы.

7.3. Масштабы изменений природной среды в крупных городах

Городские и природные компоненты урбоэкосистемы – это ареалы глубоко измененной антропогенной деятельности природы, своеобразные «фокусы» все усиливающейся человеческой деятельности; территории, где особенно интенсивно происходит замещение естественных биогеоценозов урбо- и агроценозами. Многообразная деятельность человека далеко выходит за пределы территории застройки и оказывает влияние на все компоненты природной среды. Крупные города оказывают влияние на окружающую среду в радиусе, в 50-65 раз большем, чем их собственный радиус. Особенно сильно влияет урбонизированная среда на почвы,

водоемы, воздушную среду и растительный покров. Экологические характеристики прилегающих к городам территорий часто значительно хуже, чем в самих городах из-за размещения контролируемых и неконтролируемых свалок.

Урбанистические образования выступают как исключительно мощные антропогенные факторы деградации природы. Вследствие огромной концентрации техногенных нагрузок в крупных городах и городских агломерациях, необратимого нарушения в них водно-земельного режима, примитивности биоразнообразия и ничтожной биологической продуктивности урбоценозов даже в хорошо озелененных поселениях сила и скорости антропогенного воздействия всегда будут превышать темпы адаптации к этим воздействиям природной среды. Во избежание развития этих процессов на обширных пространствах необходимо обеспечить природной среде в целом равновесное состояние, т.е. реабилитации воды, воздуха, почвенно-растительного покрова, отдельных городских ландшафтов и всей урбоэкосистемы в целом.

7.4. Урбоэкологические особенности планировочной структуры города

Для создания здоровой среды жизни горожан используют систему зеленых насаждений, в малой степени ориентированную на благоприятную экологическую обстановку. Наиболее существенные недостатки такой системы, мешающие ей в полной мере выполнять функции природного каркаса, – ее неразвитость в центральных районах городов, большая автономность и оторванность от загородных открытых пространств. Развитие природного каркаса города в условиях сложившейся застройки – чрезвычайно сложная задача (массовое озеленение «ничейных» земель вдоль транспортных магистралей, мест свалок, ликвидируемых баз, складов и т.д.). В новых городах таких возможностей, конечно, намного больше, например многие экологические проблемы решены в г.Пушино Московской области.

Поскольку элементы природного каркаса города – это не что иное, как озеленение территории, а их экономическая полезность различна, важно хотя бы ориентировочно знать «экологический потенциал» различных элементов каркаса, выраженный в относительных величинах (таблица 7.1).

7.5. Города как источники загрязнения окружающей среды

Экологическая опасность загрязнения природной среды крупных промышленных городов стала одной из самых актуальных проблем современности. Крупные промышленные города являются центрами концентрации не только населения, но и значительных масс техногенных веществ, поступающих в городскую среду с промышленными, транспортными и муниципальными выбросами, отходами и стоками. Находясь в городской среде, эти продукты формируют техногенные геохимические аномалии загрязняющих веществ в различных компонентах ландшафта. Такие аномалии служат вторичными источниками поступления поллютантов в пригородные зоны, увеличивая тем самым радиус действия загрязнения экосистем вокруг промышленных центров.

Оценка состояния загрязнения природной среды в Москве показала, что около половины москвичей живет в неблагоприятных экологических условиях. В районах с комфортным уровнем состояния городской среды проживает только 8,4% от общего числа жителей. К районам с неблагоприятными экологическими условиями относят восточную, северно-восточную и юго-восточную части города. В максимально дискомфортных в экономическом отношении условиях находятся жители центра

столицы. При неблагоприятных метеоусловиях концентрация вредных веществ достигает экстремально высокого уровня на всей территории города.

Таблица 7.1

Экологический потенциал различных элементов городского озеленения

Элементы и их полезные свойства	Элементы озеленения								
	Цветники	Ограды	Газоны	Аллеи	Фруктовые сады	Рощи без кустарников	Рощи с кустарниками	Живые изгороди	Прибрежные кустарники
Ветрозащита	1	1	1	3	4	5	5	5	3
Дымо- и пылезащита	1	1	2	3	3	3	5	5	5
Шумозащита	1	1	1	3	3	3	5	5	3
Защита почвы от эрозии и дефляции	2	1	3	2	1	3	3	3	3
Защита от ядохимикатов	2	3	2	3	3	3	3	3	3
Первичная биологическая продуктивность	2	3	2	3	3	3	5	3	3
Польза от почвенной фауны, грибов	1	1	2	2	3	3	5	5	5
Польза от пчел и др. полезных насекомых	3	2	3	3	3	3	3	3	3
Польза от открыто гнездящихся птиц	1	1	1	3	3	3	5	5	5
Польза от птиц-дуплогнездников	1	1	1	3	1	5	5	1	1
Видовое разнообразие	2	2	2	2	3	3	5	3	5
Саморегулируемость	1	1	2	2	2	3	5	3	3
Общий экологический потенциал	18	16	23	29	31	42	56	46	44

7.6. Миграция загрязняющих веществ

Огромное значение имеет техногенная миграция и связанные с ней количественные параметры техногенного загрязнения, характер трансформации и деградации биологического круговорота и др.

Для оценки состояния городов необходимо изучение распределения загрязнения в атмосферном воздухе, снеге, почвах, растениях, животных, водах, т.е. компонентах городского ландшафта, а также накопления этих веществ в организме людей.

Экологические блоки промышленного города, между которыми формируются техногенные потоки загрязняющих веществ, условно делят на три группы:

- источники выбросов, к которым относят промышленность города, жилищно-коммунальное хозяйство и транспорт;

- транзитные среды, непосредственно принимающие выбросы: атмосфера города, атмосферные выпадения (дождь, снег, озера, водохранилища), грунтовые воды;

- депонирующие среды, в которых накапливаются и преобразуются продукты техногенеза: донные отложения, почвы, растения, микроорганизмы, городские сооружения, население города.

7.7. Геохимический мониторинг и анализ состояния городских ландшафтов

При организации мониторинга в городе необходимо понимать дальнейшую судьбу загрязняющих веществ в городской среде, где они могут мигрировать, а где аккумулироваться. Какова экономическая опасность их вторичных концентраций, насколько большие массы загрязнителей уже успели накопиться в городских ландшафтах и не сможет ли какое либо изменение внешних факторов – климатических, гидрологических, геохимических или биогеохимических – привести к взрыву «химических бомб» замедленного действия.

Поэтому на территории такого города, как Москва, необходима организация в неблагополучных районах, по крайней мере, трех природно-техногенных стационаров. На этих станциях должны проводиться глубокие системные исследования динамики поведения широкого набора поллютантов в различных сферах – их биогеохимических циклах в атмосфере, растениях, почвах, поверхностных, грунтовых и подземных водах. Идеальной территорией для одного из таких стационаров мог бы быть Государственный национальный природный парк «Лосиный остров». Без этих исследований нельзя интерпретировать данные экологического мониторинга, невозможно оценить степень устойчивости и самоочищающейся способности природных и природно-техногенных экосистем к существующим и дальнейшим антропогенным воздействиям.

Геохимический анализ состояния городов включает изучение распределения загрязняющих веществ в компонентах городского ландшафта, в людях; изучение связей между ними.

Исследования во многих городах страны и за рубежом показали, что экологическая ситуация в городах определяется соотношением природных и техногенных факторов. Поэтому оценка экологического состояния должна учитывать особенности самоочищения природных сред, а также физико-химические свойства поллютантов и т.д.

Изучение влияния природных ландшафтно-геохимических факторов на биогеохимический круговорот элементов показывает, что можно выделить два основных вида трансформации этих циклов. Во-первых, происходит аккумуляция поллютантов, связанная, например, с положением города в конечных бассейнах местного стока. Во-вторых, происходит мобилизация поллютантов, вызванная, например, кислыми дождями и выщелачиванием металлов из почв.

7.8. Контрольные вопросы

1. Каковы критерии выделения городов?
2. Охарактеризуйте экологические проблемы урбанизации. Приведите примеры и увяжите их с собственным городом (районом города).
3. Дайте функциональную оценку вашего города (района города) и его экологических функций.
4. Каковы урбоэкологические особенности планировочной структуры города?
5. Какова роль города как источника загрязнения окружающей среды?
6. Расскажите о миграции загрязняющих веществ в городе.
7. Какие цели преследует геохимический мониторинг и анализ городских ландшафтов?
8. От каких факторов, в основном, зависит экологическая ситуация в урбоэкосистеме?

Лекция 8

Агрогеохимические провинции

В глобальном масштабе под распаханными землями занято 12% суши, 25% используется под пастбища. В целом агроландшафты занимают около 40% всей наземной части Земли.

В агрогеохимических провинциях для достижения максимальной сельскохозяйственной продукции, как правило, используют высокие дозы агрохимикатов, что приводит к загрязнению среды, зачастую превышающему допустимые экологические нормы. При этом усиливается загрязнение почв и природных вод остатками минеральных удобрений, пестицидов и других средств химизации. Именно поэтому актуальна биогеохимическая оптимизация агроландшафтов, направленная на получение экологически оптимальной продуктивности.

Антропогенное влияние в агрохимических провинциях связано с агротехногенезом, который проявляется в локальном, региональном и глобальном масштабах. В регионах интенсивного земледелия зачастую наблюдается масштабное загрязнение поверхностных и подземных вод, загрязнение и деградация земель.

Выделяют прямое и косвенное влияние агротехногенеза. Прямое влияние связано с химизацией сельского хозяйства и агротехногенной обработкой земли. Косвенное проявляется вследствие процессов гидромелиорации, эрозии почв, обезлесения, опустынивания и других процессов трансформации и деградации ландшафтов.

8.1. Влияние агрохимикатов на природные биогеохимические циклы

Для возмещения выноса химических элементов с урожаем, повышения продуктивности агроландшафтов, борьбы с сорняками, вредными насекомыми и микроорганизмами применяют минеральные и органические удобрения, пестициды, инсектициды, фунгициды и другие агрохимические средства. Известно, что применение агрохимикатов наряду с полезными результатами сопровождается нежелательной трансформацией круговорота и баланса многих химических элементов. Такие изменения сопровождаются накоплением в почвах, растениях и водах различных форм азота, фосфора, тяжелых металлов и пестицидов.

Агрохимикаты являются мощными загрязнителями агроландшафтов, поступающими по биогеохимическим пищевым цепям в организмы животных и человека, замыкающего многие трофические цепи.

Минеральные удобрения подразделяются на две группы: стандартизованные, или традиционные, - азотные, фосфорные, калийные, комплексные, микроудобрения, в которых содержание элементов питания растений регламентируется государственными стандартами, и нестандартизованные – осадки сточных вод (ОСВ), коммунальные твердые бытовые отходы (КТБО), загрязненные речные воды (ЗРВ) и т.д. без стандартизации элементов питания. Существенным является то, что во всех видах удобрений не нормируется содержание большинства микроэлементов. В том числе приоритетных загрязняющих веществ.

С азотными удобрениями вносится примерно 15-20% общего поступления азота в наземные агроландшафты. В глобальном масштабе цикл азота на пахотных землях имеет отрицательный баланс. С минеральными удобрениями, биологической фиксацией и атмосферными осадками в почву поступает 120 млн.т. азота в год, а расходная часть составляет 140-170 млн.т.

В районах интенсивного земледелия баланс азота становится положительным, его приход на 20-30% превышает расход, что ведет к аккумуляции азота в почвах, сельскохозяйственной продукции, грунтовых и поверхностных водах. Сильное загрязнение овощей азотом характерно для ландшафтов долин и дельт крупных рек с интенсивным овощеводством (долины Оки, дельты Волги, Амударьи, Сырдарьи и др.). Содержание нитратов и нитритов в овощах здесь во много раз превышает ПДК, которая для нитратов составляет 250-300 мг азота на 1 кг сырого вещества. Особенно опасно образование в пищевых продуктах нитрозаминов (R_2NNO , где R – органические радикалы, например CH_3 , C_2H_5 и др.), обладающих канцерогенными и мутагенными свойствами.

Загрязнение агроландшафтов связано и с применением фосфорных удобрений. Они содержат широкий спектр химических элементов. Так, в суперфосфате, кроме фосфора, обычно содержится до 1,5% фтора и 0,005% кадмия, 0,005-0,03% мышьяка, 0,001-0,005% редкоземельных элементов, стронция, меди, свинца и ряда других следовых элементов. Хотя с удобрениями вносится менее 5% природного запаса фосфора в почвах, он легко усваивается растениями, обеспечивая высокий урожай, но одновременно происходит загрязнение агроландшафтов. В отличие от фосфора указанных выше элементов-примесей вносится в 100-1000 раз больше, чем используется растениями. Такое поглощение этих элементов имеет как положительное (слабое загрязнение растений), так и отрицательное (загрязнение ландшафта) значение.

Одним из основных неблагоприятных последствий азотизации и фосфатизации ландшафтов является накопление соединений азота (главным образом нитратов) и фосфора в грунтовых и поверхностных водах. В результате водоемы чрезмерно обогащаются питательными веществами – происходит их *эвтрофикация*. Наиболее опасно загрязнение питьевых вод нитратами, нитритами и их производными, что ведет к различным заболеваниям (у детей – метгемоглобинемии и другим болезням). Всемирной организацией здравоохранения (ВОЗ) для питьевой воды принята предельно допустимая концентрация (ПДК) нитратов не более 45мг/л.

Основная антропогенная нагрузка на агроландшафты произошла вследствие неэффективного использования азота минеральных удобрений. Как следствие этого возникла аккумуляция избыточного азота, которая сопровождается его поступлением в

поверхностные и грунтовые воды и накоплением нитратного азота в овощеводческой продукции.

8.2. Антропогенное воздействие на вымывание азота в грунтовые воды

Азот может поступать в почву с атмосферными осадками, минеральными и органическими удобрениями, со сточными водами при их размещении на полях аэрации, при биологической фиксации, с семенами и растительными осадками. Как правило, более 90% азота в почве находится в органической форме: либо в виде растительной и животной биомассы, либо в виде гумуса, образующегося при разложении растительных и животных остатков в почве. Азот в виде нитратов активно поглощается корнями растений и микроорганизмами, включаясь в процессы синтеза, вымывается водой, просачивающейся сквозь почву, и, наконец, подвергается воздействию микробов – денитрификаторов, улетучиваясь в виде N_2 и N_2O . Однако первый и последний процессы редко удаляют все нитраты, поступающие в почву. Соответственно нитраты вымываются в грунтовые воды, где их концентрация существенно возрастает.

Источники азота в грунтовых водах подразделены на 4 вида: природные источники; коммунальные, животноводческие и промышленные отходы; богарное (неорошаемое) земледелие и орошаемое земледелие.

Во многих регионах мира высокие дозы удобрений (100 кг/га) применяют на фоне высокого количества осадков или в условиях орошения, что сопровождается вымыванием нитратов в грунтовые воды.

Многолетний мониторинг содержания нитратов в грунтовых водах, служащих основным источником водоснабжения для жителей сельских населенных пунктов и дачных поселков на территории Московской области, показал, что в более 30% всех проб содержание нитратов превышало 45 мг/л, т.е. установленную величину ПДК. Исследования позволили установить наличие достоверной корреляционной связи между содержанием нитратов в грунтовых питьевых водах, механическим составом почв и дозами применяемых минеральных удобрений.

8.3. Эвтрофирование поверхностных вод

Наряду с загрязнением грунтовых вод избыточное поступление азота в его биогеохимический цикл приводит и к эвтрофированию поверхностных вод. Эвтрофирование в целом определяется как процесс обогащения вод питательными элементами, что сопровождается изменением биогеохимических пищевых цепей внутри водной экосистемы, следствием чего является интенсивный рост водорослей и водных растений при резком ухудшении качества воды и рыбных ресурсов. Несмотря на то, что все питательные элементы способны вызывать процесс эвтрофирования, в подавляющем большинстве водоемов необходимыми элементами являются только азот и фосфор.

Процесс эвтрофирования поверхностных вод является природным процессом перехода от озера к болоту. Характерным признаком этого процесса является летнее «цветение» воды и постепенное зарастание всего водоема.

Эвтрофирование резко ухудшает качество вод. Увеличение популяции водорослей и высших растений значительно увеличивает потребление кислорода и обуславливает его уменьшение в растворенном виде в воде. В еще большей степени обеднение воды растворенным кислородом происходит при разложении огромной

массы водорослей. Обеднение кислородом резко ухудшает развитие многих рыб и других водных организмов, например членистоногих.

Неприятный запах, наличие мути, сплошной слой из отмирающих клеток резко ухудшает рекреационные возможности водоема, серьезно осложняет питьевое водоснабжение.

В любой водной системе существует набор источников питательных веществ и процессов, удаляющих биофилы. Составляющие прихода и расхода азота в его биогеохимическом цикле в гипотетической озерной экосистеме представлены ниже.

Приходные звенья	Расходные звенья
Атмосферные осадки	Сток воды
Аэрозоли и пыль	Разгрузка в подземные воды
Растительные осадки	Вылавливание рыб
Поверхностный сток с сельскохозяйственных полей	Выкашивание водной растительности
Сток с животноводческих ферм	Поглощение личинками насекомых
Бытовые сточные воды	Улетучивание аммиака
Внутрипочвенный сток свалок, расположенных вблизи озера	Денитрификация
Природные подземные воды	Осаждение детритов

Однако исходным источником азота в большинстве случаев служат азотные удобрения, используемые для получения растениеводческой продукции, которые, в свою очередь, производятся путем химического связывания молекулярного азота воздуха.

С применением этих удобрений связана и вероятность проявления экологического риска в агрогеохимических провинциях, который необходимо учитывать при ведении хозяйственной деятельности.

8.4. Микроэлементы и пестициды в агрохимических провинциях

В странах с интенсивным сельским хозяйством среди тяжелых металлов основными загрязнителями являются кадмий, медь, свинец и ртуть, поступающие из атмосферы, вод и с фосфорными удобрениями.

Главный источник поступления тяжелых металлов в агроландшафты – нестандартизированные удобрения, использующиеся, как правило, на локальных участках вокруг крупных промышленных центров. Высокие уровни многих тяжелых металлов в этих удобрениях создают наибольшую экологическую опасность. Особенно широк спектр элементов в осадках сточных вод (ОСВ), в которых происходит накопление кадмия, серебра, ртути, висмута, цинка, хрома, меди, ванадия и олова. В коммунально-бытовых и технических отходах (КТБО) преобладают ртуть, серебро, сурьма, цинк, висмут, кадмий и свинец. При поливе загрязненными речными водами (ЗРВ) в почвы и растения поступают большое количество серебра, свинца, кадмия и цинка. Экологическая опасность в зависимости от суммарного загрязнения микроэлементами убывает в ряду: ОСВ – КТБО, ЗРВ – минеральные удобрения.

Тяжелые металлы, поступающие в агроландшафты с нестандартизированными удобрениями, включаются в биогеохимические циклы и частично выносятся за его пределы. Однако большая часть металлов в сточных водах связана со взвешенными частицами, поэтому они слабо доступны сельскохозяйственным культурам.

Пестициды представляют собой синтетические органические соединения, используемые для борьбы с вредными насекомыми (инсектициды), сорняками (гербициды), болезнями растений (фунгициды, бактерициды), для регуляции роста растений (дефолианты) и др. Известно более ста тысяч пестицидов, что затрудняет их аналитическую идентификацию в окружающей среде. Среди наиболее токсичных пестицидов выделяют хлорорганические (ХОП) и фосфорорганические препараты. Многие из них, прежде всего ДДТ, не разлагаются несколько десятков лет и аккумулируются в почвах, водах, донных осадках, пищевых цепях, вредно действуют на организмы.

Применение пестицидов значительно уменьшает потери урожая, но и сопровождается экологическими проблемами: загрязнение почв, вод и растений. Наиболее опасны для млекопитающих и человека инсектициды, менее токсичны гербициды и фунгициды.

В отличие от главных элементов питания (азот, фосфор, калий) и микроэлементов, повсеместно присутствующих в ландшафтах, пестициды поступают в них только в результате хозяйственной деятельности. Для них не существует природных биогеохимических циклов. Любая их концентрация в воздухе, почвах, водах и растениях указывает на антропогенное происхождение. Применение пестицидов привело к глобальному загрязнению биосферы этими синтетическими соединениями. Такова плата человечества за повышение производительности труда в агросекторе.

С поверхностным и грунтовым стоком пестициды мигрируют в нижележащие ландшафты и аккумулируются в донных отложениях рек. Устойчивость к деградации и разложению способствует сохранению отдельных пестицидов в донных осадках в течение десятков, а теоретически и сотен лет.

8.5. Контрольные вопросы

1. Охарактеризуйте негативные последствия применения минеральных удобрений.
2. Каковы балансы азота могут быть в агроландшафтах и каковы последствия накопления нитратов и нитритов в овощах, питьевых водах?
3. Что такое эвтрофикация водоемов?
4. Расскажите о возможных путях поступления азота в почву и о путях удаления его из почвенного слоя.
5. Опишите приходные и расходные звенья поступления азота в озерные экосистемы.
6. Назовите основные источники поступления тяжелых металлов в окружающую среду.
7. Охарактеризуйте эколого-геохимические аспекты применения пестицидов.

Лекция №9

Основы экотоксической химии

Ассимиляция ксенобиотиков (поллютантов) организмами в различных дозах может вызвать целую последовательность биологических эффектов. Степень воздействия ксенобиотиков может быть различной, начиная от повреждения локальных клеточных структур вплоть до повреждения клеток в целом, тканей и

органов. В конечном итоге это проявляется в виде функционального или поведенческого ответа всего организма. При этом воздействие на всех описанных уровнях может быть обратимым и необратимым.

Кроме того, воздействие поллютантов не ограничивается индивидуальным организмом, оно распространяется на всю популяцию того или иного вида, а через биогеохимические пищевые цепи – и на всю экосистему и человека.

Проблемы экотоксической химии связаны с целым спектром задач, тесно переплетающихся с задачами биогеохимии и геохимии экологического риска.

К числу приоритетных задач экотоксической химии относят:

- оценку последствий хронического воздействия относительно малых доз загрязняющих веществ на биоту и человека;
- экстраполяцию лабораторных экспериментальных данных о воздействии поллютантов на организмы в природной среде.

Подходы к решению этих задач основаны на изучении структурных и функциональных взаимодействий, существующих между последовательными уровнями биологической организации (ген – клетка – орган – организм – популяция – биоценоз). Это позволяет определить взаимосвязь между эффектами, обнаруженными на молекулярном и клеточном уровнях, и конечным откликом всего организма.

Очень важными дополнительными факторами, модифицирующими реакцию организма на поступление токсикантов, является состояние окружающей среды в целом, уровень ее физического и химического загрязнения, а также направленность геохимических и биогеохимических циклов элементов.

9.1. Поведение токсикантов в организме

Биохимические и физиологические эффекты воздействия токсикантов изучаются как в самой клетке (чаще в клеточной мембране), так и в протекающих метаболических процессах.

Токсическим ответом, как правило, является нарушение метаболизма, ингибирование (подавление) ферментов и коферментов – катализаторов биохимических процессов, патологическое аккумуляирование поллютантов в липидах (жирах) живых организмов.

Метаболические аспекты токсических механизмов играют существенную роль при взаимодействии ксенобиотиков с организмом – это процесс токсикации и процесс детоксикации. Оба процесса идут с участием как самих токсических веществ, так и их метаболитов, а сама токсичность может быть подразделена на гепатическую (токсичность для печени) и экстрагепатическую (токсичность для других органов). Выделены два основных механизма для потенциальных путей токсикации и детоксикации.

Механизм А. Основной токсикант представляет собой конечный токсический агент, ответственный за повреждение тканей печени и других органов. Метаболизм выполняет лишь функции детоксикации.

Механизм В. Токсичность вызвана не самим токсическим агентом, а его метаболитами. Активные метаболиты могут генерироваться в тканях печени и других органов. При этом в механизме VI метаболиты формируются вне печени, а в VII – в печени, но переносятся с кровью по всему организму. Важное значение при этом имеет деструкция или активация метаболических систем под воздействием химических веществ.

Токсикологические реакции, которые вовлекают основные химические вещества или их метаболиты в качестве активных агентов, бывают двух типов:

- химические повреждения, вызываемые необратимым ковалентным связыванием химического агента и биологического субстрата или рецептора;
- обратимые взаимодействия, существующие между экзогенными веществами и биологическим субстратом или рецептором (нервное окончание). Эти вещества обратимо реагируют со специфическими рецепторами, что в результате оставляет их неизменными.

Использование молекулярных биохимических подходов позволяет определить конкретные типы реакций, протекающих при поступлении тех или иных токсикантов в живой организм.

9.2. Зависимость эффекта воздействия токсиканта от его дозы

При рассмотрении связи между дозой химического вещества или его концентрацией в окружающей среде и возникающей реакцией биологической системы взаимодействие типа «доза – ответ» определяет количественную реакцию живого организма (эффект) на известный «стимул» физической или химической природы (дозы). Реакция на любой стимул может быть множественной по своей природе, но каждая специфическая реакция имеет свой собственный ответ на размер стимула. Специфическая реакция при этом может быть количественно оценена либо по размеру производимого воздействия, включая также и отсутствие воздействия, либо по времени, необходимому для появления эффекта. По длительности воздействия эффекты бывают острыми и хроническими, а по степени интенсивности воздействия их подразделяют на *летальные* и *сублетальные*.

Гипотетическая схема взаимоотношений между дозой токсиканта и его воздействием показана на рис.9.1.

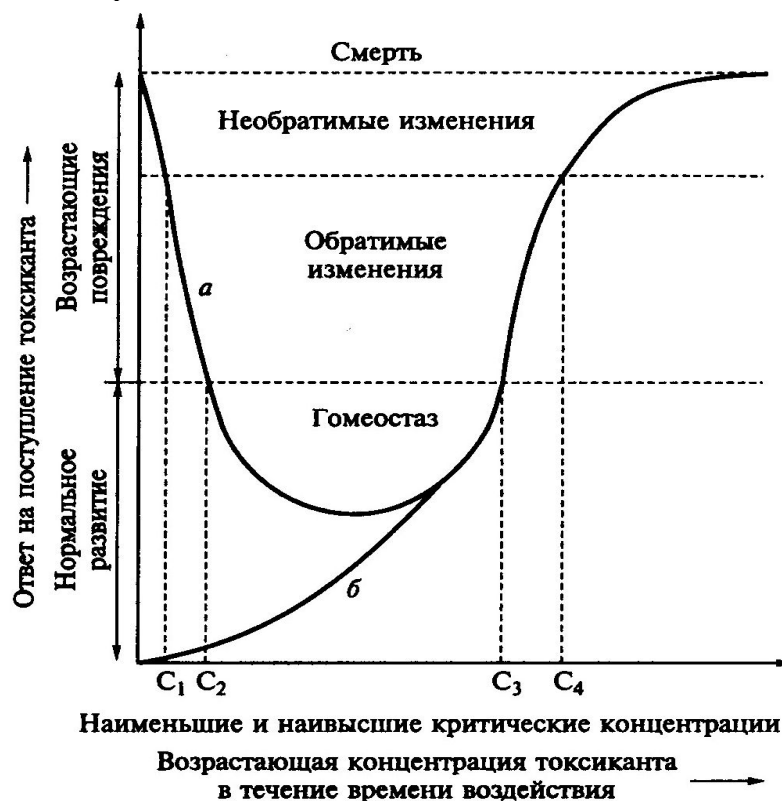


Рис.9.1. Гипотетическая схема взаимоотношений между наблюдаемым эффектом (воздействием) и концентрацией поступающего вещества: а-биофилы; б-небиофилы

Существуют два типа реакции организма на поступление химических веществ: а) на поступление вещества, необходимого для жизни (биофилы – жизненно важные элементы), и б) на поступление вещества, не требуемого для жизнедеятельности (небиофилы – нежизненно важные элементы). В случае (а) гомеостазис (оптимум) наблюдается между дозами C_2 и C_3 . Ниже уровня C_2 существует дефицит питательного вещества, а в концентрациях выше C_3 вещество выступает уже в роли токсиканта. Необратимые изменения и смерть могут произойти ниже уровня C_1 и выше C_4 . В случае (б), когда поступают химические вещества, не требуемые для жизни, они выступают в качестве токсикантов при концентрациях выше C_3 , представляющих собой предельно допустимую концентрацию ПДК.

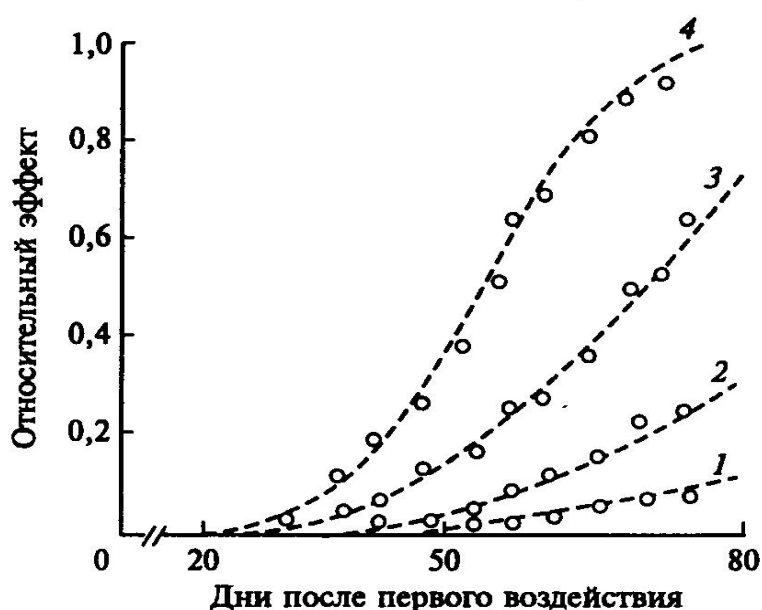


Рис.9.2. Соотношение между дозой, временем и проявлением эффекта для канцерогенных веществ, мг/нед: 1 – 6; 2 – 12; 3 – 24; 4 – 48

Время наряду с дозой токсиканта (концентрацией в окружающей среде) имеет важное значение для понимания токсикологического воздействия. Пример взаимосвязей между дозой, временем и эффектом воздействия показан на рис.9.2, из которого видно, что характер кривых, характеризующих относительное воздействие, зависит от дозы: чем больше доза, тем раньше проявляется эффект от поступления токсиканта.

Время само по себе также является немаловажным фактором в оценке воздействия одной и той же дозы. Особенно существенным является период, когда еще не проявляется ответ на воздействие токсиканта, так называемый лат-период, или латентный период. Это имеет очень большое значение при проведении биотестов.

В большинстве случаев организмы быстрее подвергаются одновременному воздействию целого спектра загрязняющих веществ, чем воздействию индивидуального поллютанта. Взаимодействие между поллютантами может многократно усилить (синергизм) или ослабить (антагонизм) действие токсических веществ. Эти взаимодействия могут быть химическими, формирующими новые соединения, или физиологическими, изменяющими механизмы поглощения токсиканта. Все это в конечном итоге усложняет оценку экологического риска окружающей среды.

9.3. Летальные и сублетальные воздействия

Воздействие поллютантов не ограничивается отдельными видами и распространяется на более высокие уровни организации биологических систем, таких как популяции и экосистемы. Анализ и прогноз любых системных изменений во многом определяется данными о воздействии на индивидуум.

При возрастании степени загрязнения окружающей среды воздействие токсических веществ может превысить адаптивные возможности организма и его толерантность (устойчивость) к загрязнению. Сначала, как правило, выражено сублетальное воздействие, которое в течение длительного воздействия уменьшает адаптационный потенциал организма и постепенно приводит к летальному исходу. Возможно и острое отравление, сразу сопровождающееся летальным исходом, поэтому воздействие токсикантов подразделяют на прямую летальную токсичность и сублетальную интоксикацию организма.

Особый интерес представляет обнаружение различий между летальным и сублетальным эффектами токсикантов на организмы. Количественно летальные эффекты могут быть определены как клеточные и субклеточные реакции на поступление физических и химических агентов, приводящие организм к немедленной гибели. Сублетальные воздействия разрушают физиологические или поведенческие функции, но не вызывают немедленной смерти, хотя смерть может в дальнейшем последовать из-за нарушений условий питания, ненормального поведения, более легкой доступности хищникам и других причин.

Оценка сублетальных воздействий зависит от двух важных факторов: выбора физиологических или поведенческих параметров, показывающих экологически существенный ответ, и экспериментального измерения сублетальных воздействий. При этом наибольшую трудность представляет экстраполяция результатов, полученных для индивидуального организма, на уровень популяции или экосистемы, поскольку до сих пор много неясного как в природной вариабельности физиологических ответов на внедрение загрязняющего вещества, так и во влиянии самих природных факторов на поведение организмов.

9.4. Взаимосвязь между летальным и сублетальным воздействиями

Показатель смертности часто используют для выведения «безопасных» уровней воздействия токсикантов. Например, допустимая доза может быть выражена величиной 0,01 (1%) от ЛД₅₀ (смертельная доза для 50% численности популяции). Такой подход в основном базируется на психологических, а не экспериментальных данных. Более обеспечен лабораторными и полевыми тестами подход, связанный с оценкой хронического воздействия сублетальных концентраций на животные и растительные организмы. Такие эксперименты позволяют предсказать с определенной точностью «безопасные» или «экологически несущественные» уровни токсикантов путем построения кривой «доза – ответ». В концептуальном плане данный подход выглядит вполне приемлемым, но на практике возникает много трудностей с выбором экспериментальных животных и растений, сублетальных критериев, экспериментальных условий и т.д.

Гипотетическая взаимосвязь в системе «доза – ответ» при проведении биотестов показана на рис.9.3. Для иллюстрации перехода от сублетальных к летальным эффектам непрерывность функции должна быть постулирована в линейном или нелинейном виде. Гипотетические пороговые величины были

использованы для классификации фаз ответов летальной дозы, или концентрации, токсикантов в окружающей среде.

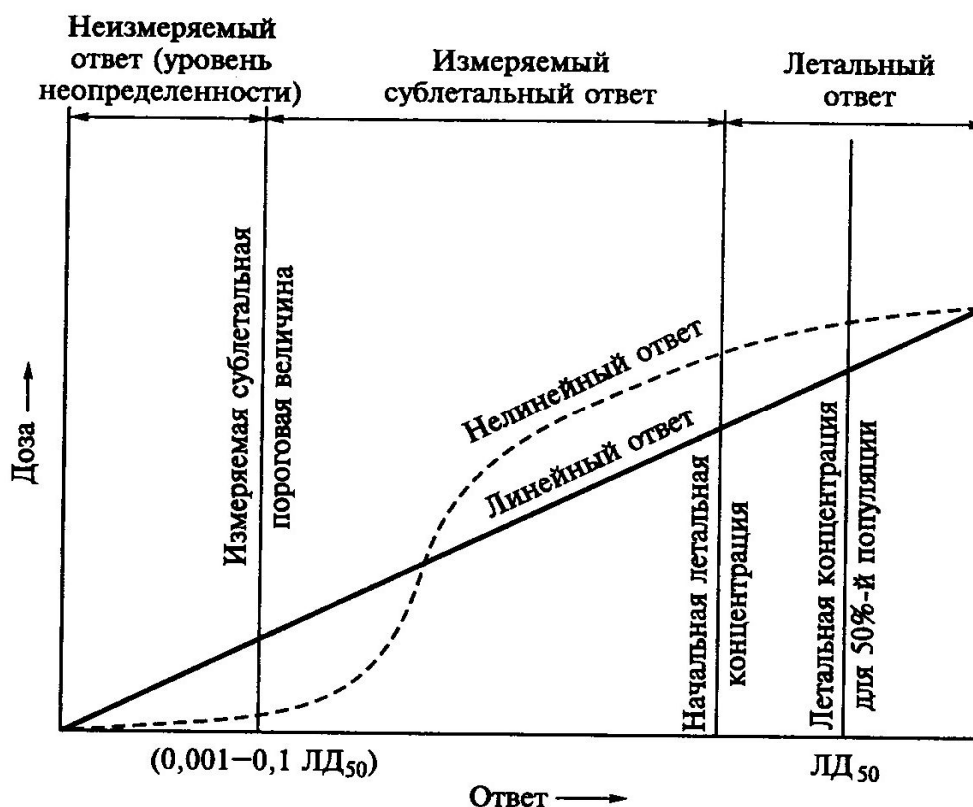


Рис.9.3. Гипотетическая взаимосвязь концентрации загрязняющего вещества и ответа организма

Для большинства поллютантов зона неопределенности, эквивалентная неизмеряемому ответу, может быть постулирована для очень низких доз. С увеличением концентрации связь между дозой и эффектом становится нелинейной, как правило, сигмоидальной. В токсикологических исследованиях используют либо лабораторные, либо полевые измерения как в модельных, так и в природных системах. Использование биотестов наиболее приемлемо при контролируемых условиях и в широком диапазоне концентраций.

9.5. Липофильность загрязняющих веществ

Многие поллютанты, например хлорорганические соединения, устойчивы как к окислению, так и к гидролизу, и поэтому являются персистентными (неизменными) загрязнителями окружающей среды. Кроме того, они в основном представляют собой неполярные и липофильные соединения, что означает их растворимость в некоторых органических растворителях и липидах живых организмов.

Для количественной оценки липофильности различных соединений используют октаноловый коэффициент $K_{ов}$, т.е. коэффициент перераспределения вещества в системе «вода – октанол». Октанол – органический растворитель, использующийся в качестве модельного соединения для различных липидов. Высоколипфильные соединения ДДТ и полихлорбифенилы (ПХБ) имеют $K_{ов} > 10^6$, т.е. их растворимость в октанолу более чем в миллион раз выше, чем в воде. Они обладают способностью переходить из воды в октанол или в липидные ткани живых

водных организмов, накапливаясь в гораздо больших концентрациях, чем в воде. Этот феномен известен под названием *биоаккумуляция*.

$K_{об}$ = концентрация вещества в октанолe / концентрация вещества в воде

Другой характеристикой биоаккумуляции является биоконцентрационный фактор (БКФ) – это отношение средней концентрации растворенного вещества в целом организме к концентрации данного вещества в воде:

БКФ = концентрация вещества в организме / концентрация вещества в воде

Поскольку в среднем водные организмы содержат 5% жиров по весу, то

$$БКФ \approx 0,05 \cdot K_{об}$$

Биоконцентрационный фактор может быть также связан со скоростью поглощения и выделения вещества:

$$БКФ = K_{поглощения} / K_{выделения}$$

Все вещества, подверженные биоконцентрированию, поглощаются из окружающей среды гораздо быстрее, чем выделяются в нее. Скорее истинным критерием биоконцентрирования является скорость поглощения, превосходящая выделение, чем сама липофильность.

9.6. Индикаторные виды

Существуют два определения понятия «индикаторные виды»:

1. Описание выбранных видов с различной адаптацией к определенным условиям загрязнения, например сильнозагрязненные воды или слабозагрязненные. Следовательно, присутствие или отсутствие этих видов может характеризовать условия загрязнения.

2. Химический анализ тканей индикаторных организмов на содержание загрязняющих веществ, например тяжелых металлов. Это позволяет оценивать фактор биоконцентрирования и является более информативным, чем анализ образцов воды или почвы.

Для первого определения можно использовать термин «экологические индикаторные виды», для второго – «индикаторные виды для мониторинга химических загрязняющих веществ».

Во втором случае эти организмы, по возможности, должны удовлетворять следующим требованиям:

- организмы должны аккумулировать поллютанты без острого токсического ущерба для своей жизнедеятельности;

- быть малоподвижными для характеристики определенного участка экосистемы;

- количество организмов должно быть велико на изучаемой территории;

- организмы должны быть достаточно долгоживущими для анализа динамики наполнения поллютантов и достаточно велики по массе для проведения химического анализа тканей;

- между содержанием поллютантов в организме и в окружающей среде должны существовать простые корреляционные зависимости;

- все организмы данного вида должны обладать равной способностью к биоконцентрированию поллютантов.

Использование таких индикаторных видов позволяет отслеживать низкие величины загрязнения. Кроме того, возможно изучение динамической картины вместо одномоментного анализа образцов почвы, воды или донных отложений. Более достоверные результаты оценки воздействия поллютантов позволяют их экстраполировать на все звенья биогеохимических пищевых цепей, в том числе для популяции человека.

9.7. Контрольные вопросы

1. Каковы цели и задачи экотоксикологической химии?
2. Каково поведение токсикантов в организме?
3. Расскажите о механизмах метаболизма токсикантов.
4. Назовите виды токсических реакций.
5. Каковы принципы взаимосвязи между дозой токсиканта и откликом организма?
6. Объясните схему взаимоотношений между дозой токсиканта и его воздействием.
7. Опишите взаимодействие в системе «доза – время – эффект».
8. Какой период времени воздействия токсиканта относится к латентному?
9. К чему может привести одновременное воздействие на биоту многочисленных загрязняющих веществ?
10. Опишите летальное и сублетальное воздействие токсикантов.
11. Охарактеризуйте взаимосвязь между летальным и сублетальным взаимодействием.
12. Опишите понятие липофильности загрязняющих веществ.
13. Что такое октаноловый коэффициент и для каких целей его используют в экотоксикологической химии?
14. Что характеризует биоконцентрационный фактор?
15. Каким требованиям должны удовлетворять индикаторные виды для мониторинга химического загрязнения?
16. Каковы преимущества биомониторинга перед химическим мониторингом отдельных небиотических компонентов окружающей среды?

Лекция 10

Биогеохимические стандарты

Для предотвращения обратимых и/или необратимых нарушений природной биогеохимической структуры наземных и водных экосистем необходимо, чтобы антропогенные нагрузки находились в пределах природных колебаний различных звеньев биогеохимических пищевых цепей. Это, как правило, должно сопровождаться существенным сокращением таких нагрузок. Для определения требуемого сокращения антропогенных нагрузок существуют различные приемы в токсикологии и химии окружающей среды, связанные с введением различных стандартов, типа предельно допустимой концентраций или ориентировочно допустимого содержания поллютантов в различных средах. Эти приемы в основном основаны на моделировании с экспериментальными животными, и их результаты зачастую весьма далеки от реальных условий окружающей среды, что делает применение таких стандартов спорным как с экологической, так и экономической точки зрения. В

данной лекции рассмотрены биогеохимические стандарты, основанные на методологии критических нагрузок, использование которых позволяет проводить эффект-ориентированное сокращение поступления загрязнителей в наземные и водные экосистемы.

10.1. Трансграничное загрязнение воздуха

В течение последних десятилетий обсуждение контроля загрязнения воздуха происходило с учетом как национальных, так и трансграничных аспектов распространения различных загрязнителей в воздушной среде.

Известно, что время существования многих загрязнителей в атмосфере, например аэрозолей серы, азота, тяжелых металлов, составляет 4-7 дней. Этого времени вполне достаточно для их переноса с воздушными массами на большие расстояния – 5-8 тыс. км. Такая особенность загрязняющих соединений предопределяет всевозрастающую озабоченность проблемами трансграничного загрязнения воздуха, поскольку национальные усилия по ограничению выбросов загрязняющих веществ зачастую не достигают своей цели из-за поступления этих веществ с воздушными массами от удаленных, зачастую зарубежных источников.

Соединения серы и азота вносят наибольший вклад в формирование кислотных дождей. Оба элемента формируют кислые дожди и, кроме того, азот, будучи питательным элементом, способствует также эвтрофированию (насыщению азотом) экосистем и изменению биоразнообразия. Выпадение этих элементов с кислотными дождями определяется как их эмиссией из локальных источников, так и поступлением при трансграничном переносе из удаленных источников. При этом чем выше трубы электростанций, тем на большие расстояния переносятся выбрасываемые соединения. Следовательно, снижение выбросов на национальных электро- и теплостанциях еще не гарантирует уменьшения количества выпадаемых кислотных дождей. Обмен загрязнителями стал распространенным явлением в Евразии и Северной Америке, что нужно учитывать при оценке региональной ситуации.

Отмечен значительный транспорт загрязнителей из промышленно развитой Европы в Азию. В частности, 40% выпадений осадков азота на европейской территории России происходит от источников, расположенных в Центральной и Западной Европе.

Выбросы серы и азота продолжают увеличиваться в Китае в связи с растущим экономическим потенциалом, базирующимся прежде всего на росте энергетики, использующей бурый уголь с высоким содержанием серы (5-10%). Это отражается на ситуации во всей Восточной Азии, охватывающей такие страны, как Северную и Южную Корею, Монголию, Японию, Российский Дальний Восток с его жемчужиной – озером Байкал.

Как правило, китайские ученые разделяют озабоченность соседей растущего промышленного гиганта, однако официальная политика правительства Китая строится на том, что все выбрасываемые соединения серы и азота выпадают только на китайской территории и нет трансграничного переноса этих загрязнителей.

10.2. Политическая востребованность методологии критических нагрузок

Первым соглашением о контроле трансграничного загрязнения воздуха стала Конвенция ООН о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния, подписанная 32 европейскими странами, США и Канадой в 1979 г. В соответствии с Конвенцией и дополняющим ее Протоколом 1985 г. около 20 стран, включая бывший

СССР, согласились сократить к 1993 г. на 30% уровень эмиссии соединений серы, имеющийся в 1980 г.

Все предложения по регулированию эмиссии серы основывались на плавном сокращении эмиссии и применении известных наилучших технологий. Спустя несколько лет стало ясно, что такая стратегия не везде и далеко не всегда сопровождается улучшением состояния окружающей среды или снижением стоимости контроля выбросов.

С 1988 г. была предложена новая концепция для оптимизации соотношения между получаемой экологической выгодой от сокращения эмиссии поллютантов и экономическими затратами. Она была принята на международном и национальном уровнях как методология критических нагрузок, на которой были основаны положения Второго протокола Конвенции по сокращению эмиссий двуокиси серы и ограничению оксидов азота.

Если эмиссия серы в основном связана с диоксидом серы, продуцированным при сжигании органического топлива, то эмиссия азота связана как с его окисленными (NO_x), так и восстановленными (NH_x) формами. Аналогично оксидам серы продуцирование оксидов азота связано с транспортом и энергетикой, тогда как эмиссия аммиака прежде всего имеет сельскохозяйственную природу. Выпадение азота в различных формах, а также те трансформации, которым соединения азота подвергаются в его биогеохимическом цикле, делают предсказание и интерпретацию поведения эмитированного азота гораздо более сложным, чем серы. Кроме того, как известно, соединения азота в присутствии летучих органических веществ играют важную роль в формировании приземного озона, оказывающего вредное воздействие на здоровье человека.

10.3. Методология критических нагрузок

Критическая нагрузка представляет собой индикатор чувствительности экосистем, определяющий максимально допустимое поступление поллютантов, при котором риск нанесения ущерба экосистеме будет резко уменьшен. Измеряя определенные физические и химические свойства экосистем, можно рассчитать чувствительность экосистем к поступлению вредных веществ и определить критическую нагрузку поллютанта. Величины критических нагрузок могут быть охарактеризованы и как максимальное поступление поллютантов (сера, азот, тяжелые металлы, стойкие органические соединения и др.), которое не сопровождается необратимыми изменениями в экосистеме в течение длительного времени, т.е. 50÷100 лет.

Концепция критических нагрузок предусматривает достижение максимальной экологической выгоды при сокращении эмиссии поллютантов, поскольку показывает оценку чувствительности различных экосистем к атмотехногенным выпадениям поллютантов, включая кислые дожди. Таким образом, этот подход можно рассматривать как альтернативу гораздо более дорогому подходу, связанному с использованием наилучших технологий.

Несмотря на привлекательность концепции критических нагрузок, количественная оценка их величин связана с рядом неопределенностей. Фраза «существенное вредное воздействие» в определении критических нагрузок представляет дискуссионное понятие. В зависимости от типа воздействия в наземных и водных экосистемах оно может относиться к самым разным организмам:

- почвенным микроорганизмам, водным и донным организмам;

- наземной фауне: животным и птицам, водным растениям;
- человеку как замыкающему звену в биогеохимической пищевой цепи.

Таким образом, критическая нагрузка представляет индикатор устойчивости экосистемы, поскольку показывает величину максимально допустимого поступления загрязняющих веществ, выше которой существует риск повреждения функций рассматриваемой экосистемы. Проводя измерения определенных звеньев биогеохимических циклов элементов, можно определить критическую нагрузку для каждой экосистемы на территории того или иного региона. Принимая во внимание широкое разнообразие экосистем, величины критических нагрузок, например кислотности, серы и азота, сравниваются с поступлением этих соединений с атмосферными осадками и выявляются экосистемы, для которых величины критических нагрузок превышены. Сопоставляя величины превышений для различных регионов, можно определить такой уровень необходимого сокращения эмиссии соединений серы и азота, чтобы величины критических нагрузок не были превышены. Это сокращение должно осуществляться как на локальном, так и региональном и международном уровнях, поскольку соединения серы и азота переносятся на тысячи километров.

Величины критических нагрузок можно рассматривать как биогеохимические стандарты для оценки допустимого антропогенного воздействия на экосистемы различного уровня, а их превышения как меру эколого-геохимического риска хозяйственной деятельности на данной территории.

10.4. Этапы расчета критической нагрузки при поступлении соединений серы и азота в экосистему

На рис.10.1 приведена возможная схема расчета критической нагрузки при поступлении кислотообразующих соединений в экосистему. Ниже дано описание параметров, приведенных на этом рисунке.



Рис.10.1. Схема расчета критических нагрузок при поступлении кислотообразующих и эвтрофирующих соединений серы и азота в экосистему

Выбор рецептора. Рецептор представляет собой экосистему, актуально и потенциально подверженную загрязнению поллютантов. Характеристика наземной экосистемы как рецептора включает в себя описание типа использования земель (например, лесной или сельскохозяйственной), типа почвы, климата и т.д.

При характеристике водной экосистемы прежде всего учитывают тип водоема (река, озеро или море), его трофический статус и гидрохимию.

При рассмотрении наземных экосистем важное значение имеет оценка источников загрязнения, например, в лесные экосистемы поступление поллютантов

происходит с атмосферными осадками, а в сельскохозяйственные – еще и с удобрениями, мелиорантами и другими антропогенными потоками.

Выбор критических концентраций (экологических критериев) в наиболее чувствительных компонентах рецептора связан с рассмотрением взаимозависимости между химическими параметрами компонентов экосистемы (почва, растительность, донные отложения, грунтовые или поверхностные воды) и откликом отдельного живого организма или популяции на эти параметры. В соответствии с определением критическая нагрузка представляет собой поступление загрязнителя, не вызывающее необратимых изменений в биогеохимическом круговороте элементов в экосистемах и предотвращающая таким образом «значительное вредное воздействие на специфические чувствительные организмы». Следовательно, этот шаг при оценке критических нагрузок представляется одним из важнейших.

Выбор метода расчета (модели) – нестационарной или стационарной имеет важное значение. Нестационарные модели более важны при расчете критических нагрузок, поскольку могут предсказать долговременные изменения в биогеохимической структуре как наземных, так и водных экосистем под воздействием антропогенного загрязнения. Например, под воздействием кислотных осадков происходит изменение скоростей химического выветривания, уменьшение содержания основных катионов; наблюдается вымывание питательных веществ, возрастание содержания свободного алюминия и тяжелых металлов. Стационарные модели необходимы для оценки периода, в течение которого эти изменения произойдут в той или иной экосистеме, что позволит моделировать различные сценарии сокращения эмиссии вредных веществ в атмосферу.

Сбор информации для характеристики входных параметров модели предусматривает сбор максимально полной информации о биогеохимических циклах различных элементов; почвенных, геологических, климатических, гидрологических, гидрохимических и других условиях; поступлении загрязнителей с различными антропогенными потоками; современном состоянии загрязнения рассматриваемых природных наземных и водных экосистем. В региональном масштабе полезно применение геоинформационных систем (ГИС).

Расчет критических нагрузок загрязнителей осуществляют для всех экосистем в выбранном масштабе с использованием ГИС, позволяющих создавать карты этих величин.

Сравнение с современными выпадениями критической нагрузки загрязнителей на данную экосистему производят с помощью экспериментальных или смоделированных величин их выпадений. Это позволяет рассчитать, превышены или нет критические нагрузки для определенной территории. Такое сравнение осуществляют с использованием ГИС. Рассчитанные величины превышений включают в эколого-экономические оптимизационные модели для выбора различных сценариев сокращения эмиссии загрязнителей в атмосферу.

10.5. Оценка экологического риска при расчете критических нагрузок

Оценка экологического риска – это процесс количественной оценки вероятности воздействия загрязнителя на здоровье человека или состояние экосистемы. Она является вероятностной величиной из-за неопределенности ряда причин: а) входной информации; б) используемого алгоритма расчета антропогенного воздействия; в) зоны воздействия загрязнителей; г) самих компьютерных моделей.

Анализ обобщенной схемы оценки экологического риска (рис.10.2) показывает, что оценка возможна только при соблюдении последовательности всех обозначенных шагов.

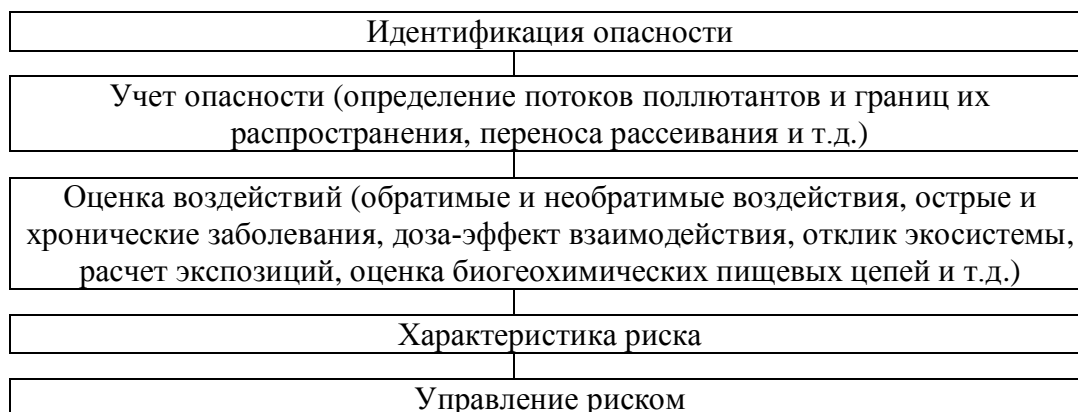


Рис.10.2. Рекомендуемая последовательность шагов при оценке экологического риска

При анализе процессов подкисления экосистем оценка экологического риска должна сопровождаться предложениями по сокращению поступлений поллютантов. Следовательно, количественная оценка экологического риска и критических нагрузок является взаимодополняющей процедурой, основанной на использовании биогеохимических стандартов.

Рассмотрим последовательность оценки экологического риска для процессов подкисления экосистем.

Идентификация вредного воздействия – первый шаг при оценке экологического риска – проводится, как правило, на качественной основе путем сравнения с аналогичными данными для других географических условий. В отдельных случаях уже этот шаг позволяет оценить уровень воздействия и перейти сразу к стадии управления риском.

Определение географических рамок вредного воздействия позволяет рассмотреть зону воздействия кислотных дождей, в которой необходимо оценить экологический риск.

Рассмотрение путей воздействия включает в себя изучение механизмов воздействия кислотных дождей на экосистемы, когда воздействие процессов подкисления и/или эвтрофирования на здоровье человека устанавливается путем анализа биогеохимических пищевых цепей в различных иерархических экосистемах.

Характеристика риска представляет собой оценку частоты и серьезности вероятности событий, связанных с подкислением. Оформляют ее в виде, понятном для менеджеров, экономистов и политиков.

Управление риском включает в себя выбор и применение мер по уменьшению риска. При отсутствии четких ответов на вопросы по идентификации и характеристике риска на первых четырех шагах необходимы одна или несколько дополнительных итераций, расширяющих географические рамки или оценивающих новые механизмы воздействия.

Менеджеры, используя финансовые оценки предполагаемых мероприятий по снижению риска, делают выбор на оптимальном сочетании цены и риска. Многие кредиты, предоставляемые финансовыми институтами, требуют именно количественной оценки экологического риска. Несмотря на то, что большинство проектов направлено не только и не столько на решение экологических проблем, а на

достижение экономического риска, решение возникающих экологических проблем должно присутствовать во всех этих проектах. Сокращение риска – дорогостоящая процедура, но это предотвращает нежелательные экологические последствия проекта.

Чем меньше величина экологического риска, тем дороже мероприятия по ее достижению. Предотвращение одного риска может вызвать другой. Процесс оценки риска всегда связан с выбором из определенного числа альтернативных подходов.

Оценка кислых выпадений и расчеты критических нагрузок являются научными только отчасти, поскольку все предполагаемые решения по сокращению эмиссий серы или азота связаны с экономическим развитием различных стран. Действия по контролю и оздоровлению экологической обстановки должны осуществляться как на локальном и региональном, так и на национальном, и транснациональном уровнях.

10.6. Контрольные вопросы

1. Как происходит трансграничный перенос загрязняющих веществ?
2. Обсудите политическую потребность в концепции критических нагрузок.
3. Что такое критические нагрузки и критические концентрации? Каковы достоинства и недостатки концепции критических нагрузок?
4. Опишите обобщенную схему для расчета критических нагрузок и представьте краткое описание каждого шага.
5. Каковы основные источники неопределенности при оценке экологического риска?
6. Опишите обобщенную схему оценки экологического риска для процессов подкисления экосистем.
7. Какова роль финансового менеджера на стадии управления риском?

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Об охране окружающей среды: Федеральный закон от 10 января 2002 г. № 7-ФЗ // СЗ РФ. 2002. № 2. Ст. 133.
2. Башкин В.Н. Экологические риски. Расчет, управление, страхование / В.Н. Башкин. – М.: Высшая школа, 2007. – 360 с.
3. Боголюбов С.А. Экологическое (природоресурсное) право: учебник для юридических вузов / С.А. Боголюбов – М.: Юридическая фирма «Контракт»; Волтерс Клувер, 2010. – 528 с.
4. Вишняков Я.Д. Общая теория рисков: учебное пособие для вузов / Я.Д. Вишняков, Н.Н. Радаев. – М.: Академия, 2008. – 368 с.
5. Данилов-Данильян В.И. Экологическая безопасность. Общие принципы и российский аспект / В.И. Данилов-Данильян, М.Ч. Залиханов, К.С. Лосев. – М.: Бимпа, 2007. – 288 с.
6. Карабасов Ю.С. Экология и управление: учебник для вузов / В.И. Карабасов, В.С. Чижикова. – М.: МИСИС, 2006. – 712 с.
7. Михайлов Е.Б. Источники экологического риска и подходы к его оценке. Методическая разработка по дисциплине «Экологические риски и защита от них» / МИЭМ. М., Е.Б. Михайлов, А.С. Гузенкова, О.В. Аксенова. – 2011. – 31 с.
8. Экологическая экспертиза: Учебное пособие для студентов высш. проф. образования / Под ред. В.М. Питулько. – М.: Академия, 2010. – 528 с.

Учебное издание

Составители:

МИХАЙЛОВ Евгений Борисович
АКСЕНОВА Ольга Вениаминовна

Редактор Е.С. Резникова

Технический редактор О.Г. Завьялова

Подписано в печать _____. Формат 60x84/16.

Бумага офсетная № 2. Печать - ризография. Усл. печ. л. 2,0. Уч.-изд. л. 1,8.

Тираж 75 экз. Изд. № Заказ .

Московский государственный институт электроники и математики
109028, Москва, Б.Трехсвятительский пер., 3/12.Отдел оперативной полиграфии Московского государственного института
электроники и математики.

113054, Москва, ул. М. Пионерская, 12.