

УДК 631.417.2:631.445.2

ЭКОЛОГО-БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ ГУМУСООБРАЗОВАНИЯ В ПОЧВАХ ТАЕЖНЫХ ЛАНДШАФТОВ

И.С. КАУРНИЧЕВ, И.М. ЯШИН, В.А. ЧЕРНИКОВ

(Кафедры почвоведения и экологии)

На основе длительных стационарных опытов (с использованием методов радиоактивных индикаторов и сорбционных лизиметров) установлены эколого-биогеохимические закономерности гумусообразования в почвах тайги европейской части России. Уточнены качественные и количественные критерии сопряженных и динамичных процессов минерализации — гумификации растительных остатков в условиях таежных ландшафтов подзон северной, средней и южной тайги. Эти природные процессы в почвах подзолистого типа опосредуются через взаимосвязанные циклы мобилизации, трансформации и абногенной миграции водорастворимых органических веществ, которые отличаются ярко выраженными кислотными свойствами, не насыщены ионами металлов, легко утилизируются микрофлорой, имеют низкие величины молекулярных масс ($MM \leq 1000$) и слабо сорбируются почвой. Гуминовые соединения с высокими молекулярными массами в подзолистых почвах не формируются на начальном этапе, и биогеохимический цикл гумусообразования оказывается незавершенным.

В познании генезиса гумусовых соединений (ГС) почв различных наземных экосистем и ландшафтов Земного шара достигнуты заметные успехи. Наиболее обстоятельно изучены и обобщены химические особенности данного класса природных соединений,

уточнены вопросы их номенклатуры и стандартизации, усовершенствованы приемы хроматографического фракционирования, углублено представление о природе и свойствах органо-минеральных соединений, решены методические вопросы, связанные с ди-

агностикой продуктов стадийной трансформации растительных остатков в лабораторных и натуральных экспериментах, охарактеризованы основные параметры структурной диагностики гумусового состояния почв, разработаны концепции и биогеохимические принципы, освещающие своеобразие и значение процессов гумификации, гумусообразования в биосфере, обозначены пути практического использования накопленной информации, в частности, при индикации процессов почвообразования, уточнении режимов разных типов почв и степени их техногенного загрязнения и т.д. [1 - 15, 17—29].

В то же время еще недостаточное внимание уделяется процессам формирования и трансформации ГС с экологических позиций, что обусловлено, по-видимому, методическими трудностями. Однако подобные сведения весьма актуальны, например, при оценке эволюции экосистем и обосновании экологических функций ГС. С весьма общей точки зрения эволюцию можно рассматривать как проблему структурной устойчивости веществ. Причем здесь следует изучать флуктуации не концентраций веществ, а механизмов химических процессов, с помощью которых можно унифицировать существующие кинетические уравнения [20].

Биологические системы являются чрезвычайно сложными и упорядоченными. Они отличаются способностью сохранять и передавать информацию в виде характерных структур веществ и их функций. В экосистемах (биомах) подобная упорядоченность под-

держивается также с помощью уникального природного процесса — гумусообразования, локализующегося в почвах, на границе живой и неживой природы. Структурная упорядоченность ГС отражает, с одной стороны, особенности функционирования живых организмов, а с другой — специфику потоков индивидуальных органических соединений фотосинтетической природы в экосистемах. Развитие структур ГС (их самоорганизация) осуществляется в условиях неравновесности — постоянного притока веществ и энергии. Эти особенности и обуславливают флуктуации состава и свойств ГС вблизи квазистационарного состояния многофазной почвенной системы, а также формирование диссипативных структур (в частности, соединений переменного состава). Как только прекращается внешний приток веществ и энергии (а в отношении ГС — это водорастворимые органические вещества — ВОВ), например, вследствие распашки целинных степных почв, так сразу же и начинается постепенный распад созданной диссипацией структур ГС.

ВОВ в период техногенеза осуществляют также активный транспорт и масштабное превращение (дифференциацию состояний и форм) токсикантов, особенно ярко выраженные в экосистемах тайги. Подобные процессы могут интенсифицировать техногенные нагрузки и вызывать деградацию экосистем не катастрофическим путем (ядерные испытания, вулканическая деятельность, пожары, войны...), а вследствие естественной биогеохимической трансфор-

мации поллютантов и стремительного накопления их биологически активных форм в трофических цепях экосистем. Одновременно эти процессы кардинально нарушают основы безопасности жизнедеятельности высших живых организмов и системную организацию биосферы.

Поэтому указанные выше сведения о гумусообразовании¹ следует рассматривать как важное и недостающее звено в цепи экологической информации о специфике функционирования наземных экосистем.

Рассмотрению ряда экологических и биогеохимических аспектов гумусообразования в связи с особой ролью ВОВ в экосистемах тайги и посвящена настоящая работа.

¹ Понятия «гумификация» и «гумусообразование» используются нами в соответствии с [1, 3, 6, 8, 11, 12, 22]. Гумификация — это мезопроцесс, включающий многообразные реакции трансформации органических веществ растительных остатков в новые формы и состояния углерода и других химических элементов и протекающий не только в почвах, но и иных компонентах ландшафтов (донных осадках рек, плах озер и др.). Гумусообразование — это почвенный макропроцесс формирования, трансформации (в т.ч. и аккумуляции) и миграции как специфических гумусовых соединений (в том числе и ВОВ), так и их производных с типоморфными (и иными) ионами металлов. В пространстве — времени гумусообразование находит отражение в виде органопрофиля, а также и в циклах миграции продуктов почвообразования и техногенеза.

Натурные опыты проводили на стационарах кафедр почвоведения и экологии МСХА, заложенных в подзонах северной, средней и южной тайги европейской части России. Детальная характеристика объектов изысканий (почв, экосистем и ландшафтов), методика использования растительного опада, тотально меченного радиоактивным изотопом ¹⁴C при изучении процесса гумификации, а также особенности натуральных и лабораторных экспериментов по трансформации ряда известковых меллиорантов, очищенных гидрогелей гидроксида Fe (III) и препаратов гуминовых кислот (ГК), абиогенной миграции² водорастворимых органических веществ в профиле почвы изложены в работах [5—7, 18—21].

Качественный состав нативных новообразованных продуктов гумификации изучали с помощью метода сорбционных лизиметров, совместив его с изотопно-индикаторным методом [7]. При этом целесообразно применять низкозольный активированный уголь, поскольку высокозольные аналоги (марки БАУ, ОУ и др.) способствуют смещению соотношений групп ВОВ при их хроматографии в лаборатории в направлении

² Термин «абиогенная миграция» используется для оценки потока веществ, связанных с их инфильтрацией в почву в виде разноориентированных перемещений гравитационной влаги (в т.ч. и латеральными потоками). При этом нами рассматриваются в основном ионно-молекулярные формы ВОВ.

преобладания специфических продуктов, в частности фульвокислот (ФК).

Ионы металлов в растворах диагностировали до и после разрушения ВОВ 20% H_2O_2 (предварительно упаривая аликвоты) на атомно-абсорбционном спектрофотометре Perkin-Elmer, а ионы Ca^{2+} — на Flarho-4, используя для сравнения шкалы эталонных растворов. Полученные аналитические данные обработаны методом вариационной статистики для однородной выборки.

Результаты

Гетерогенный молекулярно-массовый состав и наличие различных классов органических и органо-минеральных соединений в биогеохимическом цикле углерода (биота наземных экосистем — растительные остатки — почва — геохимический ландшафт) определяют системный подход при изучении экологических функций ГС в многообразных и взаимосвязанных процессах почвообразования на микро-, мезо- и макроуровнях структурной организации химических соединений в почвенном пространстве — времени. К ним относятся: гумификация и гумусообразование, минерализация, консервация опада в виде органогенных генетических горизонтов (A_0^T , T, A_n^T ...) и, наконец, мобилизация в раствор ВОВ. Отмеченные процессы реализуются в конкретных ландшафтно-географических зонах Земли и самобытны в той или иной экосистеме, отличаясь кинетическими параметрами сопряженных (и автоталитических)

реакций гумусообразования, промежуточными и конечными продуктами, а также последующими стадиями трансформации, абιοгенной миграции и биодеградации ГС.

Кинетика трансформации растительных остатков

Особенности кинетики процесса гумификации неразложившихся растительных остатков изучали с помощью модифицированного варианта метода сорбционных лизиметров [20]. Данный метод позволяет не только выявить количественные параметры убыли массы субстрата в том или ином интервале времени, но и уточнить состав и свойства новообразованных органических, органо-минеральных и иных компонентов. При таком подходе совмещаются достоинства лабораторного и натурного экспериментов: направленно задаются исходные массы веществ, их состояние (коллоидное, в виде тонкодисперсных порошков...) и химический состав, объем инфильтрующихся через субстраты и сорбенты почвенных и лизиметрических вод, а также продолжительность функционирования сорбционных лизиметров. При интерпретации полученных результатов в начале диагностировали порядок³ реакции.

Установление порядка реакции важно для последующих расчетов

³ Порядок химической реакции зависит от условий ее протекания. Наряду с молекулярными диагностируются ионные реакции, а также процессы, в которых участвуют активные радикалы.

величин константы скорости и периода полураспада разлагающегося органического субстрата. Частный порядок реакции в опыте определяли с помощью дифференциального метода Вант-Гоффа, основанного на использовании уравнения

$$\lg v = \lg k + n \lg \alpha, \quad (1)$$

которое получается после логарифмирования выражения для скорости реакции $v = k \cdot \alpha^n$. В координатах $\lg v$ — $\lg \alpha$ полученную зависимость можно изобразить прямой линией с тангенсом угла наклона к оси $\lg \alpha$, соответствующим порядку реакции ($\lg \varphi = n$).

Скорость процесса трансформации растительного опада можно дифференцировать на среднюю и истинную. Первая отражает отношение трансформированной массы опада в сорбционных лизиметрах ко времени опыта $\bar{v} = x/t$; истинная скорость представляет собой производную разлагающейся массы опада в определенный момент времени: $v = -da/dt = k \cdot \alpha^n$, где k — коэффициент пропорциональности (или константа скорости превращения растительных остатков); n — порядок реакции, равный 1. Константа скорости соответствует той доле исходного органического субстрата, которая успела бы трансформироваться в единицу времени, если бы концентрация субстрата оставалась равной 1.

Знак минус в приведенном выше выражении скорости процесса

указывает на убыль массы органического субстрата во времени (т.е. исходных реагентов).

В связи с этим уравнение скорости реакции 1-го порядка $-dC/dt = k \cdot C^n$ (т.е. $n = 1$) вместо концентрации (C) можно подставить значения масс исследуемых растительных остатков, находящихся в момент времени (t) в реакции трансформации:

$$\frac{d(a-x)}{dt} = k_1(a-x), \quad (2)$$

где a — исходная масса органического субстрата, Г; $(a-x)$ — масса органического субстрата в конце опыта, г; x — трансформированная масса органического субстрата, г. Коэффициент k зависит от природы органического субстрата, закладываемого в сорбционный лизиметр, а также от гидротермических условий опыта.

При расчете величин k_1 уравнение (2) следует преобразовать с учетом того, что a — постоянная. Тогда

$$\frac{dx}{a-x} = k_1 dt \Rightarrow \int_0^x \frac{dx}{a-x} = k_1 \int_0^t dt, \quad (3)$$

откуда

$$k_1 = \frac{1}{t} \ln \frac{a}{a-x}.$$

Подставив в уравнение (3) фактические данные, например по 1-му варианту опыта ($t = 102$ сут; $a = 4,0$ г, $x = 3,35$ г), рассчитаем значение k_1 :

$$k_1 = \frac{2,303}{102} \cdot \lg \frac{4,0}{0,65} = 0,023 \cdot 0,791 = 1,8 \cdot 10^{-2} \text{ сут}^{-1} \quad (4)$$

Поскольку для различных исходных масс растительных остатков получены достаточно близкие величины k , то в первом приближении можно допустить, что рассматриваемый процесс трансформации свежих остатков растений в поверхностном слое подзолистого почвы отвечает реакции 1-го порядка.

Количественной мерой скорости реакции 1-го порядка наряду с величиной k могут служить период полураспада ($T_{1/2}$) и среднее время трансформации органического субстрата.

При превращении половины исходной массы органического субстрата, т.е. $x = a/2$ и $t = T_{1/2}$, уравнение (3) после подстановки этих значений примет вид

$$T_{1/2} = \frac{\ln 2}{k} = \frac{0,693}{k}. \quad (5)$$

Подставив в формулу (5) фактическое значение k_1 , получим

$$T_{1/2} = 0,693/0,018 = 38,5 \text{ сут.} \quad (6)$$

Среднее время разложения растительных остатков в почве определяется как время, необходимое для уменьшения исходной массы в e раз.

Уравнение (3) можно представить в экспоненциальной форме

$$a - x = a \cdot \exp(-kt), \quad (7)$$

откуда

$$x = a[1 - \exp(-kt)]. \quad (8)$$

Значения x рассчитывали для сравнения с фактическими результатами полевого эксперимента. Отметим, что величина $a - x$, в частности во 2-м варианте опыта ($a = 10,0$ г, $x = 6,70$ г), достигает

значений $a/e = 10,0/2,718 = 3,67$ г в момент среднего времени $t = 1/k_2 = 90,9$ сут. Следовательно, среднее время трансформации единицы исходной массы исследуемых растительных остатков в условиях таежной зоны равно обратной величине константы скорости. При этом точно нельзя предсказать, когда полностью трансформируется (минерализуется и гумифицируется) в почве тот или иной органический субстрат. Можно лишь говорить о вероятном времени превращения исходных растительных остатков в конечные химические продукты. Исходя из формулы (5) эта вероятность равна $\exp(-T_{1/2}/t)$, где $t = 1/k$. Наряду с кинетическими параметрами необходимо иметь сведения о продуктах стадийной трансформации растительного опада в конкретных экосистемах.

Подобная информация позволяет уточнить существующие концепции о механизмах и реакциях гумусообразования, которые протекают в конкретной ландшафтно-географической обстановке.

Гумификация растительных остатков в почвах таежных экосистем

В ряде монографических работ гипотезы гумификации освещены достаточно обстоятельно [1, 3, 4, 9, 10, 13, 24, 25, 29]. Напомним основные из них: 1) классическая конденсационная гипотеза (М.М. Кононова, 1957; Flaig, 1964, 1988), 2) гипотеза окислительного кислотообразования [1] и 3) общая теория гумификации [10], в основе которой лежат представления о неоднозначной биотермодина-

мической устойчивости различных классов органических веществ почвы. Сторонники конденсационной теории считают, что биополимеры растительных остатков сначала полностью распадаются до мономеров и конечных продуктов (H_2O , CO_2 и минеральных солей), а в последующих стадиях протекает конденсация и полимеризация мономеров, в частности, фенольных соединений (и хинонов) с аминокислотами и моносахарами при участии ферментов микрофлоры. Так формируются темноокрашенные гуминоподобные (и собственно гуминовые) соединения с высокими молекулярными массами.

Гипотеза окислительного кислотообразования (или деградация биополимеров, по M. Hayes, 1988) в настоящее время, по-видимому, наиболее популярна среди специалистов. Данная концепция не требует обязательной деградации биополимеров до мономеров и включает три основные стадии: 1) окислительное кислотообразование (при обязательном участии оксидаз микроорганизмов), сопровождающееся интенсивным накоплением гумусовых соединений, по составу и свойствам подобных гуминовым кислотам (ГК) почв. По мнению авторов, ГК являются основным источником фульвокислот; 2) трансформацию ГК: наблюдается уменьшение величин молекулярных масс (ММ) их фракций вследствие окисления (карбоксилирования) молекул и отщепления фрагментов ФК; 3) постепенную минерализацию ГС. Авторы данной гипотезы отмечают, что конечной стадии гумификации нет, как и

нет конечного продукта. Причем, несмотря на многообразие экологических условий, принципиальная схема формирования гумусовых кислот едина [1].

Рассмотренные гипотезы в той или иной мере подкрепляются фактическими данными и вносят известный вклад в развитие представлений о гумусообразовании как одном из уникальных природных явлений. В то же время необходимо отметить, что ни одна из указанных гипотез не является достаточно обоснованной (логически завершенной) и ориентированной на конкретные экосистемы. Поэтому они не в полной мере адекватны нативным процессам. Например, положение об активном формировании высокомолекулярных ГК на начальном этапе гумификации в принципе не согласуется с морфологией подзолистых почв подзон средней и северной тайги; в профиле таких почв горизонт A_1 (где аккумулируются ГК) отсутствует. Не вполне корректно и общее положение об отборе термодинамических устойчивых групп гумусовых соединений. Если бы в экосистемах, в частности тайги, подобный процесс действительно имел место, то в подзолистых почвах аккумулировались только наиболее инертные и устойчивые к биодеградации ГК, чего, как известно, не наблюдается.

В этой связи уместно заметить, что на пути интерпретации результатов модельных лабораторных опытов достигается требуемая ясность, но теряется истина в том смысле, что реально наблюдаемому процессу гумусообразования уже нельзя дать какое-ни-

будь одно строгое (общее) определение.

Исследователи должны быть готовы к тому, что всестороннее освещение природного процесса гумусообразования может потребовать (на данном этапе) признания различных точек зрения, фактически дополняющих друг друга.

Перенос «центра тяжести» научных изысканий из лабораторных условий на стационары и внедрение новых методов исследований способствовали в известной степени получению недостающей информации о своеобразии процесса гумификации на его начальном этапе. В этом направлении новый экспериментальный материал был представлен А.Д. Фокиным (1986), который сформулировал оригинальную концепцию образования и матричной достройки структур ГС почв южнотасежных экосистем Подмосковья. С помощью метода радиоактивных индикаторов автором, например, установлено, что биополимеры (лигнин, клетчатка, гемицеллюлоза и другие основные источники почвенного гумуса) принимают участие в образовании (и обновлении) молекул ГС только после их радикальной трансформации и образования водорастворимых органических соединений, находящихся в химически активном — ионно-молекулярном — состоянии. Исходя из этого известный интерес представляет оценка абсолютных масштабов мобилизации ВОВ из растительного опада в пространственно-временном аспекте [21]. Натурные опыты, проведенные нами как с помощью

метода сорбционных лизиметров, так и с использованием радиоактивных индикаторов, позволили количественно охарактеризовать процесс новообразования ВОВ. Установлено, что максимум мобилизации ВОВ из неразложившихся растительных остатков наблюдается в осенне-ранневесенний период в почвах как южной ($K_{\text{моб}}^4$ 0,12—0,18), так и средней тайги ($K_{\text{моб}}^4$ 0,07—0,21). В летний период значения $K_{\text{моб}}^4$ варьировали от 0,01—0,05 для почв среднетаежного региона до 0,02—0,06 (или 2—6%) для почв южной тайги.

На основе $K_{\text{моб}}^4$, величин опада и запаса лесной подстилки были рассчитаны ожидаемый (абсолютный) масштаб мобилизации и вынос ВОВ, например, из гор. A_0 . При запасе лесной подстилки 1,4 кг/м², содержания в ней углерода ($C_{\text{орг}}$) 0,56 кг/м² и $K_{\text{моб}}^4$ 12% в почве подзоны южной тайги ожидается продуцирование в раствор 67,2 г/м² углерода ВОВ за осенне-ранневесенний период. Из массы «свежего» опада 0,4 кг/м² дополнительно мобилизуется в раствор 19,2 г/м² углерода ВОВ (т.е. в сумме 86,4 г/м²). С учетом масштаба мобилизации за летний сезон (при $K_{\text{моб}}^4$ 3%) — 16,8 г/м² — расчетный абигенный вынос углерода ВОВ из гор. A_0 под кроной зрелой ели составит ориентировочно 103 г/м² год⁻¹ (без учета корневых выделений и массы стока ВОВ с вегета-

⁴ $K_{\text{моб}}^4$ — безразмерная величина, отражающая соотношение масс углерода ВОВ в жидкой фазе и в исходном органогенном субстрате (твердая фаза) в граммах. Умножив $K_{\text{моб}}^4$ на 100, можно перейти к массовым процентам.

тивных органов ели). По мнению [11], отток фотоассимилятов в корни при дефиците доступных форм N, P, K на жидких средах возрастает в 1,5—2 раза, что усиливает общий масштаб корневых выделений до 30% массы веществ, новообразованных при фотосинтезе. Указанные авторы также приводят данные о том, что при аналогичных условиях в почве прижизненные отчуждения углерода (корневой экзосмос плюс опад) увеличиваются в пределах 50—60%.

С помощью разработанной нами методики определяли среднестатистическое время (mgt) пребывания углерода ФК в гор. A₁ дерново-подзолистой почвы. Величина коэффициента обновления ($K_{обн}$) фульвокислот составила 0,045, или 4,5% за 1 год. Следовательно, искомый параметр mgt равняется 22,2 года, что указывает на высокую динамичность процессов гумусообразования в почвах тайги.

Совместное использование методов сорбционных лизиметров и радиоактивных индикаторов позволило выявить количественные закономерности трансформации неразложившихся растительных остатков (тотально меченных изотопом ¹⁴C), а также изучить состав и молекулярные массы новообразованных ВОВ в почвах подзоны южной тайги. Отмечено, что в осенне-ранневесенний период убыль массы субстрата достигает 56—63%. При этом в составе ВОВ диагностированы преимущественно индивидуальные органические компоненты (57—80% $C_{обн}$ ВОВ) с низкими величинами

молекулярных масс (ММ меньше 1000): в группе индивидуальных веществ их доля по углероду составляет порядка 58%, а в группе ФК — 85%. Рассматриваемые группы ВОВ генетически взаимосвязаны, а ФК формируются уже на начальном этапе трансформации опада растительности, локализованного в таежных экосистемах на поверхности подзолистых почв. Примечательно, что с увеличением исходной негумифицированной массы растительных остатков, локализованных в сорбционных лизиметрах (с 10 до 40 мг), закономерно возрастает и доля специфических компонентов (ФК) в составе новообразованных ВОВ: с 24 до 43% $C_{обн}$ ВОВ. Очевидно, имеет место так называемый «масштабный эффект», заключающийся в том, что после преодоления порога критической массы ВОВ в растворе начинается активное формирование («сборка») молекулярных структур качественно новых соединений, в частности, химически активных ФК. По всей видимости, подобный порог не преодолевается в начальных биохимических реакциях, характерных для подзолистых почв, при образовании сложных структур типа гуминовых кислот. Иначе говоря, в почвах таежных экосистем для «сборки» молекул ГК не только не хватает подходящего сырья (компоненты ВОВ своеобразны по химическому составу, слабо закрепляются почвенными минералами и легко элюируются водой), но оно оказывается несоответствующего качества: ВОВ имеют очень низкое содержание N и Ca²⁺, избы-

ток протонов, содержат низкомолекулярные органические вещества с кислотными функциями, заметно не насыщены ионами металлов.

В подзоне средней тайги (Виленгодский и Няндомский стационары) процессы гумусообразования тесно связаны, в частности, со степенью гидроморфности подзолистых почв и характером их использования. Так, в автономных (водораздельных) почвах преобладают такие процессы, как консервация и минерализация новообразованных ВОВ, а в полугидроморфных аналогах (развитых в понижениях рельефа) основные звенья гумусообразования выражены менее контрастно. Причем здесь доминируют абигенная миграция и включение ВОВ в биогенный поток. Наряду с этими статьями баланса новообразованных масс ВОВ установлено участие углерода ВОВ в сорбционном обновлении ГС, варьирующее от 4,1—5,8% (автономные почвы) до 18,2% за 2 года (полугидроморфные). В подобных реакциях участвуют ВОВ, обновляющие главным образом молекулярные структуры ФК [21].

Исследование процессов трансформации растительного опада и абигенной миграции ВОВ в сопряженных геохимических ландшафтах низовья р. Мезени (северная тайга) позволило установить следующие особенности. В автономных лесных глееподзолистых почвах за год из гор. A_0^+ мигрирует 54—55 г/м² углерода ВОВ, а за период вегетации ~43 г/м², или 78% годового выноса. В пахотных аналогах из гор.

$A_{\text{нак}}$ элюируется порядка 59 г/м² · год⁻¹ С ВОВ, а из гор. A_1 пойменных почв — 43—46 г/м² · год⁻¹. Абигенная миграция веществ в глееподзолистых почвах активно выражена по всему профилю. Сорбционные процессы ВОВ на фоне оглеения и дефицита обменного кальция проявляются весьма слабо [18].

Компонентный состав ВОВ в годовом цикле миграции характеризуется резким преобладанием органических соединений индивидуальной природы (82—89% $C_{\text{общ}}$ ВОВ), слабо трансформированных биотой. В летний сезон среди миграционных форм ВОВ были диагностированы и ФК, которые незначительно доминировали в составе ВОВ. ФК имеют низкие величины молекулярных масс ($MM \geq 1000$) и резко не насыщены, в частности кальцием и железом.

Для оценки некоторых параметров абигенной миграции использовали теоретические разработки [14], применяемые в хроматографии и сорбционной технологии. В первом приближении было рассчитано время абигенной миграции ВОВ по почвенному профилю, линейные скорости миграции ВОВ, доля обновляющихся ГС (в частности, ФК) и другие параметры.

Для наглядности введен обратный показатель $1/\lambda_m$, указывающий время пребывания углерода органических веществ (mrt) в генетических горизонтах с учетом миграционного типа обновления ГС почвы. Характер подобных физико-химических взаимодействий существенно варьирует по генетическим горизонтам: на со-

рбционных барьерах (горизонты A_2B_k и B_k) время обновления меньше, чем в транзитном участке профиля (A_{2k}). Интенсивность миграции ВОВ обусловлена не только экологическими условиями, но и, в частности, существенным составом и процессами биогеохимической трансформации соединений почвы. Соотношение масс почвенного гумуса и миграционных ВОВ $G_{\text{м}}/\bar{m}$ узкое и изменяется по горизонтам A_0^T , A_{2k} , A_2B_k , B_k соответственно в пределах 34—35, 39—71, 39—196 и 85—144. Это, на наш взгляд, указывает на ведущую роль ВОВ в формировании гумусового профиля и гумусовых соединений глееподзолистых почв, в составе которых заметно преобладают ФК.

Таким образом, в почвах таежных экосистем гумидных регионов европейской части России ВОВ является неотъемлемой и постоянно действующей компонентой биологического круговорота и абногенного потока миграции веществ. Но своеобразие поведения ВОВ, интенсивность и особенности воздействия на минералы почвы, характер участия в водной миграции химических элементов различны в той или иной ландшафтно-геохимической обстановке (пространственная координата) и временном интервале биогеохимического цикла углерода.

Последнее обстоятельство позволяет разграничить пути эволюции новообразованных ВОВ и выделить из них два характерных направления: 1) абногенное и 2) биохимическое. Абногенное (условно отнесенное к осенне-весен-

нему сезону) «растянуто» во времени, отличается, очевидно, отсутствием прижизненных корневых выделений (или их незначительным участием), низкой биологической активностью почв и т.д. В этих условиях ВОВ в основном накапливаются в лесных подстилках и (или) выщелачиваются с гравитационной влагой за пределы профиля. В этот период года среди компонентов ВОВ, как правило, преобладают слабо трансформируемые микроорганизмами соединения, близкие по составу и свойствам к органическим веществам фотосинтетической природы.

Биохимическое (условно отнесенное к летнему сезону) характеризуется заметной интенсивностью и многообразием реакций трансформации ВОВ, диагностировать которые в отдельности пока еще не удастся. Поэтому процесс превращения новообразованных ВОВ исследуется на уровне сопряженных микропроцессов: минерализация — гумификация ВОВ. Они, очевидно, реализуются консекутивно (параллельно), а компоненты ВОВ, с одной стороны, претерпевают глубокую биодеградацию (образуются конечные продукты минерализации — CO_2 , H_2O и минеральные соли), а с другой — гумификацию — длительную структурную перестройку, включающую обязательные сорбционные взаимодействия и миграцию. Гумификация так или иначе связана с функциями поглощения и выделения различных веществ живыми организмами экосистемы. При формировании новых структур ГС важное место

отводится промежуточным продуктам гумификации как естественным биокатализаторам, адекватно отражающим, в частности, специфику функционирования таежной экосистемы. Ряд авторов обращают внимание на участие в подобных реакциях ферментов микрофлоры, почвенных минералов и коллоидов [1, 3, 8, 10, 13, 25, 29].

Биогеохимические аспекты гумусообразования

Накопленный фактический материал позволяет констатировать, что гумусообразование играет уникальную роль в дифференциации веществ (по их формам и состоянию) в условиях таежных экосистем и ландшафтов. Иллюстрацией сказанному могут быть следующие экспериментальные данные. Превращение очищенных от ионов препаратов гидрогелей $\text{Fe}(\text{OH})_3$ и ГК в сорбционных лизиметрах, установленных в сильноподзолистой почве под кроной зрелой ели, сопровождается, с одной стороны, активной мобилизацией в раствор ионов Ca^{2+} , Fe^{3+} , а с другой — их участием в реакциях перегруппировки молекулярных структур новообразованных ВОВ. Наблюдается также образование устойчивых водорастворимых кальций- и железорганических соединений комплексной природы и миграция гидрозолей $\text{Fe}(\text{OH})_3$ под защитой ВОВ в сорбционных колонках [19]. В условиях южнотаежной подзоны мобилизуемые в раствор

⁹⁾ Авторы оригинальных работ [1, 12 и др.] специально этому вопросу не уделяли внимания.

из гидрогелей $\text{Fe}(\text{OH})_3$, ионы железа, а из порошка $\text{Ca}(\text{CO}_3)$, ионы кальция способствуют достоверному увеличению в составе ВОВ компонентов специфической природы (в частности, FK , элюируемых с активированного угля 2% водным раствором аммиака). Наиболее активно перегруппировка компонентного состава и фракций ВОВ наблюдалась в варианте опыта при совместной трансформации в лизиметре гидрогелем $\text{GK} + \text{Fe}(\text{OH})_3$. Здесь в сравнении с контролем концентрация углерода FK (при равных объемах элюентов) возросла в 2,3 раза.

Стационарные опыты показали, что трансформация, например, порошка доломита, начинается с интенсивной сорбции компонентов ВОВ этим сорбентом. Величина сорбции достигает более 90%, а сам поглотитель существенно изменяет химический состав вследствие мобилизации в раствор ионов кальция [19].

В подзолистых почвах лесных экосистем подзоны средней тайги (Няндомский стационар) трансформация кальцийсодержащих мелнорантов протекает более интенсивно, чем в южнотаежных аналогах (стационар в учхозе «Михайловское»): в раствор мобилизуется в 2,5—3 раза больше водорастворимых форм Ca^{2+} , которые минуют сорбенты и сосредотачиваются в приемниках вод. В настурных экспериментах, проводившихся в Подморскомье, было установлено, что и катионит КУ-2 в H^+ форме, и активированный уголь неполно сорбируют водорастворимые формы кальция.

Преобладающая часть их массы оказывается сосредоточенной в приемниках вод сорбционных лимитров.

По-видимому, это обстоятельство связано с вытеснением из фазы сорбции (на чистых сорбентах) ионов кальция более сильно сорбируемыми веществами, например, типичными мигрантами — водорастворимыми железофульватными комплексами. При этом катионит КУ-2 в H^+ форме поглощает от 8,9 (гор. A_0A_1) до 18,0% (гор. A_2B) всей анализируемой массы водорастворимого кальция. Становится очевидным, что формы Са, равно как процессы его трансформации, при абногенной миграции в почвах тайги изучены неполно.

В специальных лабораторных опытах было установлено, что сорбция ФК из водных растворов (как в ионно-молекулярном, так и коллоидном состоянии) порошок доломитизированного известняка носит полимолекулярный характер, а изотерма сорбции имеет сложный S-образный тип. В дальнейшем изотермы сорбции Фрейндлиха, Лэнгмюра и БЭТ были использованы для оценки экспериментальных данных и интерпретации физического смысла известных констант сорбции. Искомое уравнение Фрейндлиха оказалось следующего вида: $A = 4,07 \cdot C^{0,14}$. В уравнениях Лэнгмюра и БЭТ сорбционный коэффициент b (отражающий соотношение констант скоростей сорбции и десорбции ФК на порошке $CaCO_3$) равняется соответственно 13,8 и 16,6, а значение A_{max} — 2,5 и 2,9 мг С ФК на 1 г сорбента.

Теория полимолекулярной сорбции БЭТ (С. Брунауэра, П. Эммет и Э. Теллера) является наиболее универсальной, сохраняющей концепцию Лэнгмюра о динамическом характере сорбции. Уместно добавить, что С. Брунауэр выделил 5 основных типов изотерм сорбции для непористых твердых тел и пористых сорбентов. Природа взаимодействия водных растворов ФК с известковыми меллиорантами в значительной мере определяется состоянием ФК в растворе: при их нахождении в виде мономерных молекул и частично ионов (области низких концентраций: ≤ 110 мг/л С ФК) в системе протекают преимущественно обменные реакции, а также сорбция ФК. Ассоциаты ФК (области высоких концентраций 142—2250 мг/л С ФК) активно сорбируются порошком $CaCO_3$, при этом образуются качественно новые продукты реакции, в том числе и труднорастворимые в воде осадки, а также водорастворимые кальцийфульватные комплексы, устойчивые при $pH \geq 7,0$ и способные к миграции в ландшафтах тайги.

Таким образом, процессы радикального превращения химических соединений, в частности, поступившие при техногенезе или находящиеся в подзолистых почвах в различных состояниях и формах (оксиды, коллоиды, ионы и молекулы веществ), неразрывно связаны с мобилизацией в раствор ВОВ из растительного опада, их сорбционными взаимодействиями, комплексобразованием и абногенной миграцией.

Наиболее существенной особен-

ностью этих процессов является то, что компоненты ВОВ (с ярко выраженными кислотными и комплексобразующими свойствами) в отличие от консервативных гуминовых кислот существенно активизируют процессы трансформации и абиогенной миграции веществ, обуславливают динамику почвенных процессов и развитие восстановительных реакций без избыточного увлажнения.

Абиогенные поля миграции ВОВ в почвах таежных экосистем

Абиогенные потоки ВОВ в почвах таежных экосистем являются неотъемлемой стадией биогеохимии гумусообразования. Этот процесс осуществляет пространственную взаимосвязь зон формирования ВОВ (в горизонтах A_0^r , T, A_d^r ...) с зонами их последующей трансформации (гор. A_2 , A_2B ...). При этом осуществляется внутрипочвенная перегруппировка компонентного состава ВОВ в направлении формирования ФК, имеющих низкие значения молекулярных масс. Константы их кислотности ($pK_1 = 3,25 \pm 0,24$ и $pK_2 = 10,6 \pm 0,31$) заметно возрастают с глубиной по профилю подзолистой почвы.

Результаты сопряженного изучения вертикальной нисходящей миграции ВОВ свидетельствуют о четкой дифференциации их масс в горизонтальной и вертикальной плоскостях почвенного пространства. Это обусловлено как парцеллярной структурой фитоценозов (неодинаковым биохимическим составом растительности, разными величинами биомассы и опада, неоднозначными запасами

и свойствами лесной подстилки и др.), так и своеобразием организации элементарных почвенных ареалов (ЭПА) в конкретной экосистеме.

Например, в настоящее время в элементарной почвенной структуре (ЭПС) стационара в пределах юго-запада Подмосковья функционируют не только сравнительно автономные (профили 15 и 18), но и сопряженные ЭПА (профили 16 и 17). У первых практически отсутствует боковой внутрипочвенный привнос ВОВ и других продуктов почвообразования, и они развиваются как бы автономно. Вторые взаимосвязаны местными внутрипочвенными потоками влаги и ВОВ, а локальный сток замыкается в микропонижении — разр. 17. На основании сведений, полученных по конкретным ЭПА, были рассчитаны средние статистические параметры интегрального выноса ВОВ в годовом и сезонном циклах в целом для почвенного пространства биогеоценоза, названного нами «полем миграции». В первом случае они составили (г на 1 м^2 С ВОВ): из гор. A_0 (A_d^r) — $46,3$ ($\sigma^6 = 15,3$), A_1 (A_0A_1) — $18,3$ ($\sigma = 22,0$), A_2 — $20,3$ ($\sigma = 11,6$).

Отмечено, что в осенне-ранневесенний период среднестатистический вертикальный нисходящий вынос углерода ВОВ, рассчитанный по 4 ЭПА изучаемого биогеоценоза, был равен (г на 1 м^2 С ВОВ): из гор. A_0 (A_d^r) — $13,9$

⁶ σ — дисперсия среднего. С позиции структуры числовой информации использована серия выборок для обоснования абиогенных полей миграции ВОВ по ЭПА биогеоценоза.

($\sigma = 2,3$), A_1 — 7,1 ($\sigma = 5,1$), A_2 — 10,3 ($\sigma = 7,5$), из гор. A_2B — 7,7 ($\sigma = 5,3$). При этом внутрипрофильный баланс ВОВ для горизонта A_2 и в сезонном, и в годовом циклах оказался отрицательным (соответственно —3,2 и —2,0 г/м²); горизонт A_1 функционирует главным образом в сорбционном режиме. Его формирование отражает особенности развития фитоценоза и почв [2]. Наряду с натурной диагностикой механизма формирования ФК (названного нами сорбционным комплексобразованием) были изучены некоторые особенности фракционного состава и свойства выделенных фракций. Показано, например, что химические свойства нативных ФК в известной мере сопряжены с их молекулярно-массовым (ММ) составом, кислотными и комплексообразующими параметрами. В частности, значения величин ММ водных растворов ФК, препаративно выделенных по методу W. Forsyth (1947) из гор. A_0A_1 подзолистой почвы, зависят от степени очистки их молекулярных структур от ионов и значений рН: при рН 2,5 была диагностирована одна фракция с ММ = 5600. При доведении рН до 8,0 ФК были фракционированы на системе гелей сефадекс G 10 и G 50 на две фракции с ММ 6900 и 800. Насыщение функциональных групп ионами металлов (например, Ca^{2+} , Fe^{3+}) способствует заметному увеличению значений молекулярных масс ФК, ухудшению их миграционной способности и снижению химической активности. При этом образуются ассоциаты молекул ФК с новыми

свойствами, характерными для коллоидных систем и высокомолекулярных соединений (очевидно, прототипы макроциклических соединений типа краун-эфиров) [5]. Исходя из имеющейся информации ФК целесообразно рассматривать и как своеобразные природные стабилизаторы лиофобных коллоидных (высокодисперсных) систем — $Fe(OH)_3$ и других оксигидроксидов металлов, поскольку, сорбируясь на поверхности частиц $Fe(OH)_3$, ионы и молекулы ФК блокируют места сцепления коллоидных частиц, препятствуя их конденсации и удерживая в растворе в виде гидрозольа, обуславливая их термодинамическую и кинетическую устойчивость.

Экологические особенности гумусообразования

Экологические особенности гумусообразования, включающие трансформационные циклы веществ, отражают специфику современного функционирования экосистем. Данный природный макропроцесс реализуется в различных ландшафтно-географических и почвенно-климатических условиях, что приводит к неоднозначным по направленности, скорости и масштабам формирования новообразованных ГС. В общем виде превращение органических веществ растительных остатков в почве направлено в сторону не только возрастания флуктуаций и энтропии (функции состояния системы), но и заметного упрощения их структур, а также преобладания хаоса (в форме многообразия разрозненных групп

органических веществ и их производных). В закрытых системах подобное состояние может быть и наиболее устойчивым. В открытых системах равновероятно реализуется множество различных реакций, которые, с одной стороны, резко упрощают исходные структуры ВОВ (процесс минерализации), а с другой — закономерно их усложняют (гумификация) вследствие, например, сорбционных явлений, комплексо- и осадкообразования и т.д.

В этих процессах уникальную роль играют микроорганизмы (и почвенная биота), выступающие мощным биогеохимическим барьером на пути полной биодеградации и утраты структурной организации разнообразных химически активных соединений, возникших при хемо- и фотосинтезе.

Многие молекулы ВОВ, мобилизованные в растворимое состояние из опада растений, способны к флуктуациям и новой структурной организации, т.е. бифуркациям (формированию групп и фракций индивидуальных и специфических веществ в составе ВОВ). Такой процесс в определенной мере носит случайный характер, поскольку образование той или иной массы ВОВ в почвах различных экосистем — процесс вероятностный и в каждом ЭПА и ландшафте он по-своему самобытен. Другой особенностью этого процесса является то, что в него не только постоянно поступают все новые порции веществ и энергии, в частности, в виде ВОВ, но и часть из них отчуждается, а также минерализуется. Известно, что быстрее развиваются те подсисте-

мы (в сложно взаимодействующих системах), в которых с самого начала их функционирования наблюдаются заметные флуктуации состава и свойств новообразованных ВОВ. Последний параметр, например в таежных экосистемах, определяется не столько статичностью высокомолекулярных структур ГС, сколько динамичным характером совокупных микропроцессов образования, обновления и трансформации (в том числе и миграции) молекул ВОВ. Разрастающиеся бифуркации формирующихся групп ВОВ затормаживают развитие химически инертных и консервативных структур, свойственных гуминовым соединениям. Со временем в подзолистых почвах таежной зоны начинает доминировать наиболее полезно и активно функционирующая динамическая система ВОВ (как совокупность химически активных соединений), адекватно отражающая приспособительные реакции групп живых организмов к суровым условиям таежных ландшафтов. Именно с помощью ВОВ, обладающих кислотными, аллелопатическими и комплексобразующими свойствами, живые организмы осуществляют эффективную мобилизацию в раствор и усвоение макро- и микроэлементов питания, которые в подзолистых почвах находятся в труднодоступном и рассеянном состоянии. ВОВ, следовательно, отражают генетическую взаимосвязь живых организмов со средой их обитания. Тем самым осуществляется передача биологической информации о специфике функционирования совре-

менных экосистем в биогеохимический банк данных — новую структурную систему гумусовых веществ почвы.

Заключение

На основе литературных данных и результатов собственных стационарных исследований, проводившихся в различных экосистемах тайги, установлены эколого-биогеохимические закономерности гумусообразования. Они включают следующие основные положения.

1. Начальный этап гумусообразования в подзолистых почвах таежной зоны характеризуется активной и устойчивой мобилизацией в растворимое состояние компонентов ВОВ (с ярко выраженными кислотными и комплексобразующими свойствами) из биополимеров — лигнина, клетчатки, гемцеллюлозы и других, сосредоточенных в лесных подстилках и наземном растительном опаде. Дополнительными источниками ВОВ выступают корневые выделения, смыв атмосферными осадками с вегетативных органов вечнозеленой хвойной растительности, кустарничков и мхов, а также их продуцирование грибами-кислотообразователями (*Penicillium* и др.). Эти статьи приходного баланса ВОВ изучены пока в общем виде, но они заметно расширяют разнообразие биологического потока ВОВ, усиливая тем самым биогеохимический вектор направленности общей трансформации веществ в экосистемах, который так или иначе опосредуется через гумусообразование.

2. Гумификация растительных остатков в экосистемах тайги обязательно сопровождается стадией формирования групп ВОВ, эволюция которых в ландшафтно-географическом аспекте неоднозначна вследствие специфики абиогенного и биохимического этапов гумусообразования. Так, при движении в зоне тайги с севера на юг среди новообразованных ВОВ достоверно возрастает доля специфических компонентов, так или иначе участвующих в формировании горизонта A_1 почв южнотаежного региона. Аналогичная закономерность отмечена и в экосистемах средней тайги, где развиты дерново-карбонатные почвы с близким залеганием к дневной поверхности (0,6—0,8 м) доломитизированных известняков (стационар «Каргопольский»).

3. Экологические условия тайги обуславливают не только биохимическое своеобразие жизнедеятельности взаимосвязанных групп живых организмов, но и особенности наземной трансформации биополимеров хвойно-мохового опада (лигнина, клетчатки...), резко обедненного N, Ca и P и испытывающего периодическое сезонное переувлажнение, которое весьма благоприятно для мобилизации в раствор компонентов ВОВ.

4. Новообразованные ВОВ отличаются гетерогенным составом и низкими величинами молекулярных масс (ММ) их фракций, которые явно не насыщены ионами металлов. ВОВ присущи ярко выраженные кислотные, комплексобразующие и аллелопатические функции. ВОВ характеризу-

ются заметной миграционной способностью, слабо сорбируются химическими соединениями подзолистых почв и активно утилизируются микроорганизмами. Гуминоподобные продукты с высокими ММ на начальном этапе трансформации растительного опада не образуются из-за устойчивого избытка в твердой и жидкой фазах подзолистых почв протонов и проявления кислотного гидролиза, нарушающего химические реакции конденсации ВОВ и тормозящего формирование макроциклов.

5. Среди ВОВ идентифицированы компоненты, многие из которых являются полидентатными лигандами, которые стимулируют разнообразие и характер реакций комплексобразования с различными ионами металлов. В известной мере данный процесс способствует формированию самостоятельных мономерных структур, аналогичных ФК, образующихся в подзолистых почвах при абногенной внутриверхушковой миграции ВОВ.

6. Пространственная разобщенность зон формирования ВОВ (гор. A_0) и последующая их трансформация (гор. $A_2, A_2B, B...$) компенсируются в подзолистых почвах абногенным потоком, который является обязательным звеном в полном цикле гумусообразования.

7. Экологические особенности современного гумусообразования состоят не столько в интенсивном депонировании веществ в форме ГК и их специфических производных, сколько в динамике процессов мобилизации, трансформации

и абногенной миграции ВОВ. Указанные процессы отражают, с одной стороны, адаптацию групп живых организмов к суровым условиям таежной зоны, а с другой — своеобразие биогеохимического цикла углерода (его основных форм) в современный период функционирования таежных ландшафтов.

8. В отличие от представлений, сложившихся в химической кинетике гетерогенных процессов, биогеохимический подход к реакциям гумусообразования учитывает их многообразие, а также вероятностный и сопряженный характер, осложняющийся сорбционно-десорбционными взаимодействиями, диффузией, ионным обменом и присутствием биоты. При этом равное внимание уделяется не только начальным условиям и конечным продуктам реакций, но и промежуточным компонентам (ВОВ и мобильным металлоорганическим комплексам), поскольку они выступают катализаторами дальнейших реакций и микропроцессов (наряду с минералами и т.д.). Именно эти химические соединения и обуславливают вероятность автокаталитических реакций формирования сложных гуминовых веществ, имеющих своеобразные структуру, состав и свойства. Однако низкая каталитическая активность промежуточных продуктов, равно как и дефицит N и Ca в почвах и таежных экосистемах, способствует затормаживанию собственно процесса формирования ГК и их солей. Поэтому цикл гумусообразования в подзолистых почвах таежной зоны оказывает

ся незавершенным, а энергия и поток ВОВ некомпенсированными. Образующиеся массы ВОВ кислотной природы активно утилизируются микрофлорой или частично участвуют во фрагментарном обновлении периферийных структур ГС⁷, которые, возможно, имеют здесь реликтовую природу.

Сорбционные взаимодействия компонентов ВОВ с нативными ГС почв сопровождаются не только их сорбцией, но и частичным вытеснением из фазы сорбции ранее сорбированных продуктов почвообразования, в частности, железофульватных комплексов.

Выявленные особенности гумусообразования помогут решить ряд важных вопросов аграрной экологии, связанных с поиском путей рационального и экологически обоснованного использования в агроландшафтах тайги средств химизации, защиты растений и мелiorации.

ЛИТЕРАТУРА

1. *Александрова Л.Н.* Органическое вещество почвы и процессы его трансформации. Л.: Наука, Ленингр. отд., 1980. — 2. *Ганжара Н.Ф., Кауричев И.С., Рассохина В.В.* Влияние поглощенных катионов на процесс гумусообразования. — В сб.: Особенности почвенных процессов дерново-подзолистых почв. М.: МСХА, 1977. — 3. *Гришина Л.А.* Гумусообразова-

⁷ Гуминовые соединения, очевидно, все же частично образуются в зимний период при длительной и низкотемпературной дегидратации молекулярных структур ВОВ, а также вследствие старения гелеобразных и сорбированных осадков ВОВ.

ние и гумусное состояние почв. М.: МГУ, 1986. — 4. *Дергачева М.И.* Система гумусовых веществ почвы. Новосибирск: Наука, 1989. — 5. *Карпущин А.И., Яшин И.М., Черников В.А.* Формирование и миграция комплексов водорастворимых органических веществ с ионами тяжелых металлов в таежных ландшафтах европейского Севера. — Изв. ТСХА, 1993, вып. 2, с. 107—126. — 6. *Кауричев И.С., Лыков А.М., Фокин А.Д.* Разработка проблемы органического вещества почвы учеными Тимирязевской академии. — Изв. ТСХА, 1987, вып. 6, с. 77—83. — 7. *Кауричев И.С., Яшин И.М., Черников В.А.* Теория и практика метода сорбционных лизиметров в экологических исследованиях М.: МСХА, 1996. — 8. *Кононова М.М., Александрова И.В.* Биохимия процесса гумусообразования и некоторые вопросы питания растений. — Изв. АН СССР, сер. биол. наук, 1958, № 1, с. 79. — 9. *Лыков А.М.* Гумус и плодородие почвы. М.: Моск. рабочий, 1985. — 10. *Орлов Д.С.* Гумусовые кислоты почв и общая теория гумификации. М.: МГУ, 1990. — 11. *Паников Н.С., Емцев В.Т.* Почва как биологический реактор: кинетика и регуляция процессов трансформации вещества и энергии. — Почвоведение, 1989, № 10, с. 67—79. — 12. *Пономарева В.В., Плотникова Т.В.* Химическое и экологическое понятие о почвенном гумусе. — В кн.: Гумус и почвообразование. Л.: Наука, Ленингр. отд., 1980, с. 75—77. — 13. *Фокин А.Д.* Почва, биосфера и жизнь на Земле. М.: Наука, 1986. — 14. *Фокин А.Д., Карпущин А.И.* Исследование гумификации

растительных остатков и превращений гумусовых веществ в почве с использованием изотопа ^{14}C . — Почвоведение, 1974, № 11, с. 72—78. — 15. Черников В.А. Диагностика гумусового состояния почв по показателям структурного состава и физико-химическим свойствам. — Докт. дис., МСХА, 1983. — 16. Чернова Н.М. Экологические сукцессии при разложении растительных остатков. М.: Наука, 1977. — 17. Шарков И.Н. Удобрения и проблема гумуса в почвах. — Почвоведение, 1987, № 11, с. 70—81. — 18. Яшин И.М., Каценко В.С. Миграция водорастворимых органических соединений в супесчаных глееподзолистых почвах Севера европейской части СССР. — Изв. ТСХА, 1984, вып.6, с. 59—71. — 19. Яшин И.М. Взаимодействие гидроксида железа, препаратов гуминовых кислот и доломита с водорастворимыми органическими веществами подзолистых почв. — Изв. ТСХА, 1991, вып. 5, с. 46—61. — 20. Яшин И.М., Черников В.А., Кауричев И.С. Кинети-

ка трансформации растительных остатков в подзолистых почвах европейского Севера. — Изв. ТСХА, 1990, вып. 6, с. 56—65. — 21. Яшин И.М., Кауричев И.С. Педогенные функции водорастворимых органических веществ в таежных ландшафтах. — Почвоведение, 1992, № 10, с. 49—61. — 22. Kumada K. Chemistry of soil organic matter. Tokio: Japan Scientific Societies Press, 1987. — 23. Kuwatsuka S., Tsutsuki K., Kumada K. — Soil Sci., Plant Nutr, 1978, vol. 24, № 3, p. 337. — 24. Martin F., Haider K. — Soil Sci., 1971, vol. III, № 1, p. 54—60. — 25. Hayes M.H. — J. Sci. Food, Agric, 1985, vol. 36, № 4, p. 272. — 26. Novak B. — Soil Biol. and Conserv. Biosphere, 1984, vol. 1, p. 319—332. — 27. Stevenson E.I. Humus chemistry. Genesis, composition, reactions. — N.Y. et al.: John Wiley and Sons, 1982. — 28. Studies about humus. Prague, 1983, vol. 2. 29. Flaig W. Generation of model chemical precursors. — Humic Substances and their Role in the Environment. Chichester, 1988.

Статья поступила 20 декабря 1996 г.

SUMMARY

The characteristic of ecological aspects of humus formation which are concerned with qualitative and quantitative specific features of integrated and dynamic processes of formation, transformation and migration of water soluble organic substances in podzolic soils of taiga ecosystems is given in the paper.

It is noted that in taiga ecosystems (subzones of southern and middle taiga) transformation of plant debris on podzolic soil surface is accompanied by active mobilization of water soluble organic substances (WSOS) with clear acid and complexforming properties into the solution. Newly formed products have low molecular weight ($MW \leq 1000$), are not saturated with metal ions, have high migration ability and are poorly fixed (sorbed) by soil. Humin-like components with high molecular weight are not formed in podzolic soils of taiga ecosystems. This is due to distinctive functioning of groups of living organisms and to specific biogeochemical rotation of substances, which also includes specific features of soil processes.