

Кандидат с.-х. наук М.А. Надпорожская,
доктор биол. наук О.Г. Чертов,
инженер Н.В. Ковш

ВЛИЯНИЕ АБИОГЕННЫХ ФАКТОРОВ НА ТРАНСФОРМАЦИЮ РАСТИТЕЛЬНЫХ ОСТАТКОВ

Качество опада и условия его трансформации определяют тип гумуса почв. Термин тип гумуса мы используем в его первоначальном значении, введенном датским лесоводом П.Э. Мюллером в 1887 г., и применяемом в настоящее время для экологической классификации аккумулятивных горизонтов лесных почв, отражающей направленность процессов минерализации и гумификации опада, интенсивность биологического круговорота и уровень плодородия лесных почв (Чертов, 1981). Одним из диагностических показателей типа гумуса является соотношение валового содержания органического углерода и азота (C/N). Выделяют основные типы: «мор» (грубый гумус), C/N в подстилке > 25; «модер» (средний гумус), C/N 15-25 в подстилке и 12-20 в гумусовом горизонте; «мулл» (мягкий гумус), C/N в гумусовом горизонте < 12. Морфологические и вещественные характеристики органического вещества почвы определяются типом биогеоценоза и интенсивностью жизнедеятельности зоо-микробного комплекса, интегрированно отражающими особенности климатических и геологических условий (Пономарева, 1964; Чертов, Разумовский, 1980), т.е. абиотических факторов, которые могут оказывать на качество гумуса определяющее влияние, иногда превосходящее влияние биоты.

В лесных ненарушенных экосистемах азот является элементом первого минимума, потери его ничтожны. Полагают, что при микробиологической трансформации азот относительно накапливается при

разложении опада с $C/N > 25$ ($N < 2\%$). Такое значение принято пороговым из соображений, что микроорганизмы используют углерод и азот из разлагаемых растительных остатков неравномерно. 20% углеводов идет на построение биомассы бактерий, а 80% тратится на получение энергии. При этом на каждые 5 частей ассимилированного углерода потребляется примерно 1 часть азота. Отсюда вывод: на каждую часть ассимилированного азота будет израсходовано 25 частей углерода (Пейве, 1961). При $C/N > 25$, согласно этим расчетам, азот находится в недостатке и после минерализации сразу же усваивается микроорганизмами, не теряется. Исследования разложения опада в сосновых лесах показали, что «критические» уровни содержания азота в исходном растительном материале, с которых начинается накопление азота в разлагающемся опаде, варьируют и значительно зависят от условий среды (Berg, Staaf, 1981).

Мы исследовали влияние условий микробиологического разложения растительных остатков (локализация и степень аэрации) в лабораторных и полевых экспериментах (Табл. 1). Во всех опытах использовали растительные остатки: стебли и листья клевера (зольность 7,6; C/N 16), хвою ели (зольность 5,7; C/N 37), и кору дуба (зольность 5,0; C/N 45); в качестве минеральных компонентов компостов: бескарбонатный моренный легкий суглинок (pH_{KCl} 4,9; C 0,52%; N 0,06%; физическая глина 25,4%) и материал легкосуглинистого гумусового горизонта A_1 дерново-подзолистой почвы (pH_{KCl} 4,3; C 3,19%; N 0,30%; физическая глина 24,0%).

В опыте №1 компостирование проводили в полиэтиленовых мешках, материал которых пропускал CO_2 легче, чем кислород, т.е. в условиях затрудненной, по сравнению с другими опытами, аэрации. В опыте №2 компостирование проводили в открытых стеклянных сосудах, при периодическом перемешивании. В опытах №4 и 5 растительные остатки упаковывали в мешочки, сшитые из укрывного огородного материала лутрасила. Заложение опытов №4 и 5 в полевых условиях и в лаборатории проводили с максимальной идентичностью (мешочки помещали на поверхность почвы, в массу свежего опада смешанного леса).

В опыте №6 органоминеральные образцы в мешочках из лутрасила помещали в соответствующие горизонты A_1 и BC дерново-подзолистой почвы. Повторность лабораторных опытов – 3, полевых опытов – 4 кратная для каждого учетного срока. Перед компостированием образцы увлажняли дистиллированной водой, инокулированной микроорганизмами подстилки смешанного леса (береза с елью). В лабораторных условиях компостирование проводили в темноте при комнатной температуре и поддерживая оптимальную влажность (60% ПВ). Влажность полевых компостов зависела от погодных условий.

Можно выделить следующие стадии разложения растительных остатков: 1) интенсивная; 2) замедляющаяся; 3) медленная. В лабораторных условиях стадии продолжались: 1) 0-1 месяц, 2) 1-3 месяца и 3) 3-6 месяцев. Отбор образцов производили ежемесячно. Детальное описание динамики изменения и исходных свойств компостов опытов №№ 2, 4 и 5 приведено в ранней публикации (Надпорожская, Чертов, Ковш, 2000).

Таблица 1. Схема опытов по моделированию трансформации органического вещества растительных остатков*

№ опыта	Серии опыта	Место проведения опыта, прием компостирования
1	A_0, A_1, BC	Лаборатория, п/э пакеты
2	A_0, A_1, BC	Лаборатория, стеклянные сосуды
4	A_0	Лаборатория, мешочки из лутрасила
5	A_0	Смешанный лес, мешочки из лутрасила
6	A_1, BC	Смешанный лес, мешочки из лутрасила

* Серии опыта: I) A_0 – без контакта с минеральной массой, (имитация разложения опада в лесной подстилке); в двух сериях опыта растительные остатки смешивали (1:10) с: II) A_1 – материалом легкосуглинистого гумусового горизонта дерново-подзолистой почвы (имитация процесса фрагментарного обновления гумусовых веществ); III). BC – бескарбонатным моренным легким суглинком (имитация новообразования гумусовых веществ).

В нашем сообщении мы проведем анализ свойств компостов, достигших стадии медленного разложения (сроки – 6-6,5 месяцев). Результаты относительной динамики углерода и азота лабораторной имитации микробиологического разложения растительных материалов приведены в таблице 2.

При лабораторном компостировании в условиях «лесной подстилки» (опыты №2 и №4) азот убывал темпами, превосходящими темпы потерь углерода, отношение C/N расширялось. В частично анаэробных условиях всех серий опыта №1 изменение C/N чаще соответствовало теоретическому положению «богатый опад теряет азот, бедный – накапливает». Происходило относительное накопление азота и в компостах опыта №2 «опад+ A_1 ». В условиях же аэробного разложения опада в контакте с безгумусовыми породами опыта №2 наблюдали катастрофически быстрые потери азота. Разложение всех видов опадов в полевых условиях способствовало относительному накоплению азота в компостах, вне зависимости от исходного содержания азота и наличия или отсутствия минеральной составляющей в компосте. Возможно, это происходит за счет обогащения экзогенным азотом, переносимым гифами

грибов в разлагающийся материал или связывания азота телами микроорганизмов (Berg, Staaf, 1981).

Таблица 2. Изменение C/N компостов лабораторных и полевых опытов

Вариант	C/N исх.	№ опыта – срок окончания компостирования, месяцы				
		1 – 6	2 – 6	4 – 6,5	5 – 6,5	6 – 6,5
Клевер	15,6	17,7	16,8	17,3	12,4	-
Хвоя ели	37,3	33,4	41,3	39,6	32,2	-
Кора дуба	44,6	45,3	51,5	46,2	40,5	-
A ₁ +клевер	12,9	14,2	15,4	-	-	12,2
A ₁ +хвоя ели	18,0	18,7	16,7	-	-	16,9
A ₁ +кора дуба	18,0	16,5	16,3	-	-	17,0
BC+клевер	15,7	25,9	51,4*	-	-	14,0
BC+хвоя ели	34,5	27,5	98,0*	-	-	26,1
BC+кора дуба	46,1	33,4	136,8*	-	-	27,8

* BC прокален при 300°C для удаления органического вещества

В почве азот накапливается в составе: 1) детрита (комплекса новообразованных гумусовых кислот с неразложившимися растительными остатками – КГВ по Чертову, 1981); 2) «зрелых» гумусовых кислот и их комплексов с кальцием, полуторными окислами и минеральной матрицей; 3) свободных, обменных и «защемленных» минеральных форм; 4) азотсодержащих соединений индивидуальной природы; 5) живой биомассы микроорганизмов и фауны. Три последних «депо» азота эфемерны, их объем в значительной степени зависит от условий среды и смены популяций микроорганизмов в процессе разложения растительных остатков. Относительно более устойчивы и количественно преобладают первые две формы депонирования азота (90-95%). Происходит накопление или потери азота, зависит от сочетания условий разложения растительного опада и накопления азотсодержащих продуктов, главным образом, детрита (КГВ) и гуминовых веществ. Для лесных подстилок определяющая роль в накоплении азота будет принадлежать КГВ, в минеральных почвах – гуминовым веществам. Вероятно, при микробиологической трансформации растительных остатков в контакте с минеральными породами для относительного накопления азота важно, способствуют ли условия закрепления образующихся гумусовых веществ, в частности, важны оптимальная реакция среды и наличие реакционно-активной поверхности.

pH водных суспензий компостов клевера – щелочной в опытах №1 и №2, смешивание с A₁ и BC уменьшало подщелачивающее действие

клевера. Клевер не проявлял такого сильного влияния на pH компостов в опытах №4, №5 и №6, где вероятна миграция элементов из зоны разложения. Хвоя ели и кора дуба не изменяли значительно pH компостов (Табл. 3). Изменение pH компостов происходит за счет высвобождения оснований из разлагающихся растительных остатков. Содержание Са и К в золе клевера, хвои ели и коры дуба 17,4 и 22,7, 15,9 и 11,0; 33,2 и 5,1%, соответственно.

Таблица 3. Изменение рН_{н2о} компостов лабораторных и полевых опытов

Вариант	рН исх.	№ опыта – срок окончания компостирования, месяцы				
		1 – 6	2 – 6	4 – 6,5	5 – 6,5	6 – 6,5
Клевер	5,4	8,5	9,9	7,5	5,9	-
Хвоя ели	4,6	5,0	6,7	6,9	5,8	-
Кора дуба	4,7	5,2	6,2	7,0	5,8	-
A ₁ +клевер	5,1	6,5	5,1	-	-	6,3
A ₁ +хвоя ели	4,8	5,7	4,7	-	-	5,4
A ₁ +кора дуба	4,5	5,7	4,8	-	-	5,3
BC+клевер	5,5	7,8	7,9	-	-	8,1
BC+хвоя ели	5,0	5,8	6,6	-	-	6,0
BC+кора дуба	4,7	6,3	6,3	-	-	6,2

Изменение pH компостов зависит не только от абсолютного содержания оснований, но и от скорости их освобождения из растительных остатков, которое пропорционально скорости разложения. Например, в условиях опыта №2 потери массы компостов клевера, хвои ели и коры дуба составляли 66, 28 и 22%, соответственно. Основания нейтрализуют образующиеся при разложении растительных остатков органические кислоты. Наличие гумусовых веществ, глинистых минералов и их комплексов определяет буферные свойства компостов. Корреляции между величиной pH и темпами относительных потерь азота для массива данных опытов №№ 1-6 не обнаружено.

Для исследования влияния гранулометрического состава на динамику азота был проведен дополнительный опыт. Клевер компостировали с минеральными субстратами (1:20) 2 недели в условиях оптимальных температуры и влажности (как в опытах №1-4). Субстраты с разным содержанием фракции физической глины получали, смешивая бескарбонатный моренный легкий суглинок с кварцевым песком. Установлена устойчивая тенденция увеличения относительных потерь углерода и азота с уменьшением содержания фракции физической глины (Табл. 4). Потери азота имеют тесную обратную связь с содержанием ила (г -

0,99, P 95%) и прямую связь с реакцией среды (r 0,89, P 95%). Главным показателем, определяющим динамику азота, является содержание фракции <0,01 мм в минеральной составляющей компостов. Реакция среды в условиях данного опыта производна от содержания ила в минеральной части, т.е. от буферных свойств минерального субстрата. Не исключено также, что газообразные потери азота могут увеличиваться при подщелачивании среды компоста, как вследствие физико-химического воздействия, так и результате изменения состава микробиоты, это следует проверить экспериментально.

Таблица 4. Динамика органического углерода и азота в компостах в зависимости от содержания физической глины

Вариант: клевер +..., (фракция <0,01 мм, %)	Исходные			Компосты, 2 недели					
	С общ %	Н общ %	С:N	С общ., % $\pm S_{E t}$ 05	По- тери С общ %	Н общ., % $\pm S_{E t}$ 05	По- тери N общ %	С:N	pH _Н 20
+ВС100%, (25,4)	2,21	0,17	13,0	1,87 $\pm 0,39$	15,4	0,14 $\pm 0,02$	19,4	13,7	7,5
+ВС 60%+ песок 40%, (15,2)	2,00	0,15	13,3	1,64 $\pm 0,22$	18,0	0,12 $\pm 0,03$	23,3	14,3	7,8
+ВС 40%+ песок 60%, (10,2)	1,90	0,13	14,6	1,49 $\pm 0,22$	21,6	0,10 $\pm 0,02$	24,6	15,2	8,1
+песок, (0,5)	1,71	0,11	15,6	1,28 $\pm 0,22$	25,1	0,08 $\pm 0,01$	27,3	16,0	9,5

Накопление азота определяет не только наличие реакционно активной минеральной поверхности, но и элементов в свободной форме, которые могут способствовать образованию органоминеральных комплексов. Duchaufour и Soucher (1978) отмечали важную роль железа в закреплении новообразованных гуминовых веществ. Они предположили, что "активное" железо, покрывающее тонкой пленкой глинистые частицы, способствует связыванию гуминовых веществ и образованию глинисто-железо-гумусовых сорбционных комплексов. Содержание гуминов в почвах Франции, например, слабо коррелирует с содержанием Са, но связано с содержанием свободного железа в породе. В почвах, развитых на песчаниках, образуется муллевый гумус, характеризующийся образованием глино-гумусового комплекса, если в материнской

породе содержится больше 6% свободного железа. При содержании свободного железа в породе 3-4%, идет формирование модер гумуса. Эти данные свидетельствуют о существовании сложной зависимости трансформации органического вещества и минеральной части почвы, как твердой, так и растворимой ее фазы.

В подстилках лесных почв в нижележащих слоях обычно возрастает степень разложения и повышается концентрация азота. Такой закономерности не всегда подчиняются образующиеся в хвойных лесах на легких породах подстилки, в которых отношение С/Н может расширяться от A_0 к A_0'' (Владыченский, 1975; Чертов, 1981; Emmer, 1995; Bogatyrev, 1996; Nierop, 1999). Накопление азота в разлагающемся опаде может происходить за счет "подтягивания" азотсодержащих соединений из более разложенных слоев лесной подстилки (Berg, Staaf, 1981). Обеднение азотом может происходить еще вследствие: 1) вымывания продуктов разложения; 2) потребления азотсодержащих веществ корнями растений, и главное 3) влияния минерального субстрата, не обеспечивающего условий для фиксации гуминовых веществ и азотфиксации, провоцирующего газообразные потери азота.

На основе изложенного выше можно сделать следующий вывод: динамика углерода и азота в разлагающемся опаде в значительной степени зависит от контакта с минеральным субстратом, степени его гумифицированности и дисперсности, а также условий аэрации. Зависимость эта неоднозначна. Не проводя полной аналогии между результатами лабораторных экспериментов и действием естественных процессов, вполне вероятно допущение, что влияние минеральных субстратов может оказывать значительное влияние на формирование типа гумуса, особенно на первых стадиях зарастания нарушенных территорий, а в лесных почвах на бедных породах – при трансформации нижних слоев кислых лесных подстилок.

Кроме того, можно предположить, что сельскохозяйственные почвы с предельно низким содержанием гумуса могут быть источником таких сильных парниковых газов как NO_x за счет интенсивных потерь азота после внесения сидератов и других органических удобрений.

Результаты работы могут иметь практическое значение при реутилизации органических отходов компостированием и восстановлении нарушенных территорий.

Работа осуществлена при частичной финансовой поддержке проектов ИНТАС 2001-0512 и 2001-0633.

Литература

Владыченский А. С. Органическое вещество некоторых почв Валдайской возвышенности. А/р дисс. ... канд. биол. наук. М.: Изд. Моск. Унив., 1975. 32 с.

Надпорожская М. А., Чертов О. Г., Ковш Н. В. Сравнительная динамика потерь азота и углерода при трансформации органического вещества в модельных лабораторных опытах // Гумус и почвообразование. Сб. науч. тр. СПбГАУ. С. - Петербург, 2000. С.15-30.

Пейве Я.В. Биохимия почв. М.: Сельхозгиз. 1961. 423 с.

Пономарева В. В. Теория подзолообразовательного процесса. М. – Л., 1964. 380 с.

Чертов О. Г. Экология лесных земель. Почвенно-экологическое исследование лесных местообитаний. Л.: Наука, 1981. 192 с.

Чертов О. Г., Разумовский С. М. Об экологической направленности процессов почвообразования // Общая биология, 1980. Т. 41. С. 386-396.

Berg B., Staaf H. Leaching, accumulation and release of nitrogen in decomposing forest litter // Clark F.E., Rosswall T. (Eds). Terrestrial nitrogen cycles. Processes, ecosystem strategies and management impacts. Ecol. Bull. (Stockholm) 33. 1981. P. 163-178.

Bogatyrev L.G. 1996. Litter formation is one of the main processes in forest ecosystems. Eurasian Soil Science: 501-511

Duchouffoar P., Soucher B. Roles of iron and clay in genesis of acid soils under a humid, temperate climate // Geoderma, 1978. V. 20, N 1. P. 15-26.

Emmer I.M. 1995. Humus form and soil development during a primary succession of monoculture *Pinus sylvestris* on poor sandy substrates. Amsterdam. 135 p.

Näsholm T., Ekblad A., Nordin A., Giesler R., Högberg M., Högberg P. 1998. Boreal forest plants take up organic nitrogen. Nature 392: 914-916.

Nierop K. 1999. Origin and fate of organic matter in sandy soils along primary vegetation succession. Veenedaal: Universal Press – Science Publishers. 160 p.

**Министерство сельского хозяйства
Российской Федерации**
**Санкт-Петербургский
Государственный аграрный университет**

**Гумус
И
Почвообразование**

СБОРНИК НАУЧНЫХ ТРУДОВ

**Санкт-Петербург
2003**