

УДК 631.417.1

## ЛАБИЛЬНОЕ ОРГАНИЧЕСКОЕ ВЕЩЕСТВО ПОЧВЫ КАК ИНДИКАТОР ЕЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО КАЧЕСТВА В РАЗНЫХ УСЛОВИЯХ ЗЕМЛЕПОЛЬЗОВАНИЯ

Гамкало З. Г.<sup>1</sup>, Бедерничек Т. Ю.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Львовский национальный университет имени Ивана Франко, Львов, [zenon.hamkalo@gmail.com](mailto:zenon.hamkalo@gmail.com)

<sup>2</sup>Национальный ботанический сад имени Н. Н. Гришко НАН Украины, Киев, [bedernichek@gmail.com](mailto:bedernichek@gmail.com)

Исследованы особенности содержания химически лабильных органических соединений углерода (ХЛОСУ) в почвах лесных и послелесных экосистем (сенокоса). Содержание ХЛОСУ в слое почвы 0–50 см старовозрастного леса (влажной грабовой дубравы) составляет  $9,73 \text{ мг} \cdot \text{г}^{-1}$ , что на 34,4 % больше, чем в почве под древостоем после сплошной вырубki граба и на 10,7 % меньше, чем в почве сенокоса, граничащим с экотоном исследуемого леса. В слое почвы 0–50 см старовозрастного ненарушенного древостоя часть ХЛОСУ в валовом содержании углерода органических соединений составляет 6,95 %, после вырубki – 4,87 %, а сенокоса – 16,99 %.

*Ключевые слова:* обезлесение, сенокос, органическое вещество почвы, перманганат калия, химически лабильный органический углерод.

### ВВЕДЕНИЕ

Лабильный пул органического вещества почвы (ЛПОВП) считают высокочувствительным индикатором экологического качества почвы при оценке эффективности использования природных ресурсов педосферы [2, 6, 10, 16], в частности, для контроля изменений направления и интенсивности потоков углерода в биосфере. Определение количественных параметров, характеризующих ЛПОВП необходимо также для моделирования вышеназванных процессов [8, 14] и для принятия управленческих решений, особенно связанных с прогрессирующими глобальными экологическими кризисами (деградацией плодородных земель, изменениями климата).

На основании современных теоретико-методологических представлений о строении органического вещества почвы (ОрВП) и хорошо развитой в мире экспериментальной базы по его исследованию, стало возможным выявление различных пулов органического вещества почвы, отличающихся стойкостью к биологическим, химическим или физическим воздействиям. В связи с этим, установлены эволюционно сложившиеся химические, физические и физико-химические стабилизационные механизмы, защищающие ОрВП от интенсивной биодеструкции, что позволило не только длительно сохранить органический «скелет» или «матрицу» почвы как биокосного тела, так и совершенствовать ее структуру и соответственно функцию.

Разрушая экспериментально (*in vitro*) определенные почвенные протекторы, путем применения физического, химического или комплексного фракционирования ОрВП, которое может существенно отличаться методически, однако обязано удовлетворять главному требованию – обеспечению выделения гомогенного, функционально единого структурного пула органического вещества почвы, становится возможным дифференцирование различных органических субстанций, отличающихся степенью связывания их почвенными макро- и микроструктурами, химическими соединениями, биотой на соответствующие пулы и фракции.

В данной публикации особое внимание обращено на лабильный пул ОрВП, являющийся главным субстратом процесса минерализации и, как мы считаем, выполняет роль *энергопластического буфера* (авт.), который защищает консервативные, структуроопределяющие гумусовые вещества от микробной деструкции в процессе вегетации (или других случаях), когда меняются метаболические потребности гетеротрофной биоты в энергии и метаболитах пластического обмена – процессе анаболизма [2].

Лабильный пул органического вещества почвы, в свою очередь, состоит из более мелких групп органических веществ, которые существенно различаются структурно и функционально. Грегориш [9] считает, что важнейшими компонентами лабильного органического вещества почвы является микробная биомасса, легкие фракции углерода и пулы углерода, способные к быстрой

минерализации. В частности, Ровиро и Валеджо [17] утверждают, что целесообразно выделять «лабильный пул I» и «лабильный пул II», которые определяют путем гидролиза ОрВП почвы растворами 5н H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> при 105 °С в течение 30 мин и 2н H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> при комнатной температуре в течение 12 часов, а затем раствором 2н H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> при 105 °С в течение 3 часов.

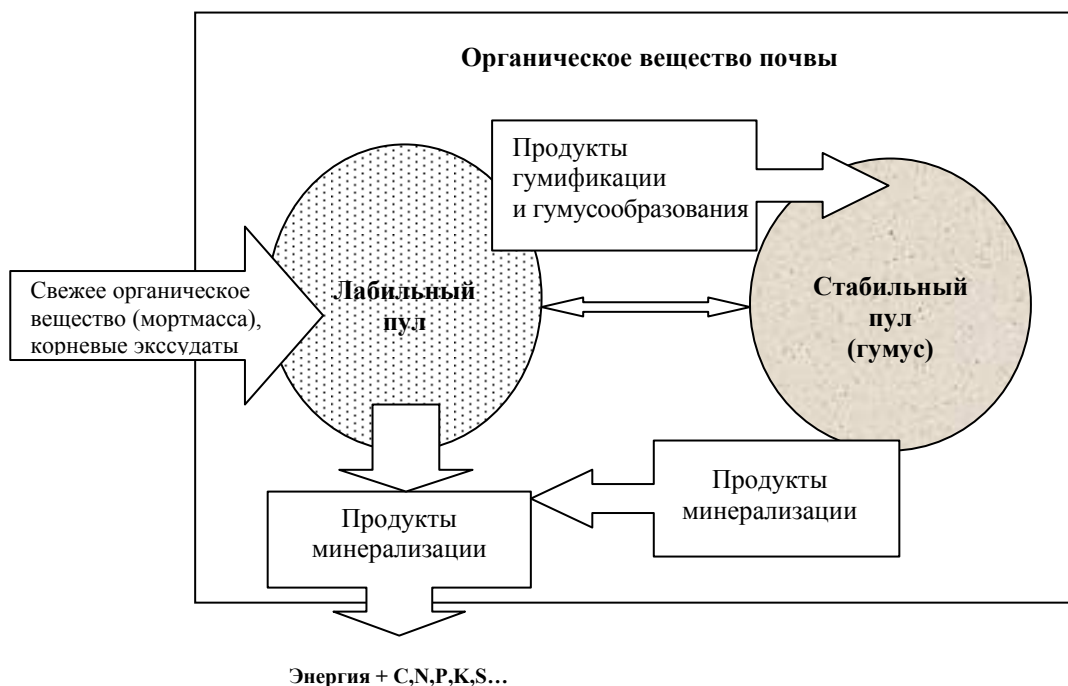


Рис. 1. Схема энергопластического буфера (гумусопротекторного механизма) почвы с участием лабильного пула органического вещества (по З. Г. Гамкало [2])

Использование сегодня различных методических подходов к оценке качества ОрВП существенно затрудняет анализ и интерпретацию полученных экспериментальных данных. Поэтому, отдельные функциональные группы ХЛОСУ принято называть соответственно методу их фракционирования, а для более объективной оценки лабильного органического вещества применять принципиально разные методические подходы. Подавляющее большинство таких методов основано на химическом фракционировании ОрВП с целью выделения его структурных составляющих. При этом применяют следующие группы методов: экстракцию в водных и неводных растворах, водный, кислотный и щелочной гидролизы, окисление ОрВП, деструкцию минеральной составляющей и другие [13].

Одним из перспективных методов химической экстракции, что позволяет выделить функционально активный или стресс-чувствительный пул ОрВП является использование перманганата калия  $\text{KMnO}_4$  как окислителя органического вещества почвы. Он имеет ряд существенных преимуществ по сравнению с другими распространенными окислителями (концентрированная серная кислота, хлораты и перхлораты, шестивалентный хром и т. д.). Это, прежде всего, низкая токсичность для людей, особенно исследователей, и «дружественность к окружающей среде». При его использовании крайне низкая вероятность отравления, а отработанные растворы не приводят к существенному загрязнению гидросферы, что наряду с высокой эффективностью окисления, позволяет использование этого химического агента для проведения массовых анализов.

Следует отметить, что окислительная способность  $\text{KMnO}_4$  существенно зависит от pH среды. Так, в кислой среде, анион  $\text{MnO}_4^-$  восстанавливается до  $\text{Mn}^{2+}$  по схеме:  $\text{Mn}^{7+} + 5\text{e}^- \rightarrow \text{Mn}^{2+}$ , а в нейтральной и слабощелочной – до  $\text{MnO}_2$ :  $\text{Mn}^{7+} + 3\text{e}^- \rightarrow \text{Mn}^{4+}$ . В сильнощелочной среде перманганат-ион присоединяет только один электрон с образованием  $\text{MnO}_4^{2-}$  по схеме:  $\text{Mn}^{7+} + \text{e}^- \rightarrow \text{Mn}^{6+}$ . Таким образом, в зависимости от pH раствора,  $\text{KMnO}_4$

окисляет различные вещества, восстанавливаясь до соединений марганца разной степени окисления.

С целью оценки лабильной части ОрВП применяют нейтральный или слабощелочной раствор перманганата калия, как окислитель средней силы. Считают, что при таких условиях,  $\text{KMnO}_4$  способен окислять простые карбогидраты, аминокислоты, амины, аминсахара и другие углеродсодержащие вещества, имеющие в своем составе гидроксильные или карбонильные группы, алифатические компоненты [12, 18]. Такой методический подход позволяет выделить химически лабильную часть ОрВП, что достаточно широко используют в современных естественных науках (почвоведении, экологии).

Кроме рН среды, который определяет степень окисления марганца и его реакционную способность, большое значение имеет концентрация перманганата калия в растворе. Традиционно, для определения лабильного пула ОрВП используют 0,333 М раствор  $\text{KMnO}_4$  [7]. В частности, на использовании окислителя такой молярности базируется расчет индекса менеджмента углерода, который широко применяют для оценки качества ОрВП агроэкосистем [6]. Однако, выяснено, что при такой высокой концентрации, перманганат калия реагирует не только с лабильным пулом органических веществ, а окисляет от 14 до 27 %  $\text{C}_{\text{орг}}$  (в пахотном слое почвы). Таким образом, раствор перманганата калия высокой концентрации, кроме упомянутых выше органических компонентов, частично окисляет и отдельные составляющие стабильного пула ОрВП, например гуминовые кислоты и лигнин [19].

Уменьшение концентрации окислителя в 10 раз позволило частично решить названную проблему. Лефрой с соавторами [11] сообщили об успешном использовании 0,033 М раствора  $\text{KMnO}_4$  для оценки содержания в почве химически лабильного органического вещества. Полученные авторами результаты показали, что количество  $\text{C}_{\text{орг}}$ , окисленного таким образом, существенно отличалось в однотипных почвах США, подлежащих различной агрогенной нагрузке. Этот факт позволил оценить предложенный авторами вариант перманганатного окисления, как информативный метод получения актуальной информации о количественных и качественных характеристиках ХЛОСУ.

Тщательно проанализировав весь предыдущий опыт использования перманганата калия для оценки лабильного пула органического вещества почвы, Вейл с соавторами [20] предложили усовершенствованный метод определения химически активного углерода с использованием 0,02М  $\text{KMnO}_4$  в 0,1М  $\text{CaCl}_2$ . Учитывая высокую эффективность этого метода и хорошую воспроизводимость результатов нами использован этот методический подход с целью оценки трансформации пула лабильного органического вещества в разных условиях землепользования.

## **МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ**

**Территория исследования.** Территория исследования находится в верховье бассейна р. Днестр, в пределах урочища «Корналовичи» (49°31'56" с. ш. , 23°19'48" в. д). Климат мягкий умеренно-континентальный с четко выраженными временами года, сформированный в условиях трансграничного воздушного переноса и барьерного эффекта Карпат. Приход солнечной радиации колеблется в пределах 6436–6708  $\text{МДж}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{год}$ , но, вследствие значительной облачности (особенно весной-первой половине лета) реальная величина составляет лишь около 60 %. В пределах территории исследования, величина радиационного баланса составляет около  $2000^\circ\text{МДж}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{год}$ , а отрицательные значения характерны только для декабря и января. Среднегодовое количество осадков составляет около 700 мм, среднегодовая температура  $7,8^\circ\text{C}$ , сумма активных температур 2400–2600 $^\circ\text{C}$ .

Почвы территории исследования сформированы преимущественно на аллювиальных верхнеплейстоценовых и голоценовых отложениях. Они отличаются степенью развития подзолистого процесса почвообразования и представлены двумя генетическими типами – дерново-подзолистыми оглеенными, а также серыми и светло-серыми почвами. Оба генетических типа почв отличаются определенными особенностями, связанными с промывным водным режимом, высоким уровнем грунтовых вод, подпертых р. Днестр и частыми паводками, иногда имеющими катастрофический характер [3].

В пределах равнинной части бассейна Верхнего Днестра преобладают дубовые (*Querceta*) и дубово-грабовые (*Querceto-Carpineta*) леса. В этом контексте особый интерес вызывает урочище «Корналовичи», в котором до сегодняшнего дня сохранились старовозрастные дубовые и дубово-грабовые древостои возрастом 210–240 лет и отдельные деревья предыдущих поколений старше 300 лет [5]. Согласно геоботаническому районированию, леса этого урочища принадлежат к району Дрогобычско-Стрыйских дубовых лесов. Их средняя производительность составляет 420 м<sup>3</sup>/га и достигает 570 м<sup>3</sup>/га, что является высоким показателем для влажной грабовой дубравы в условиях Украины.

Опытные участки расположены в пределах стационара Национального лесотехнического университета Украины (г. Львов), расположенного во 2-ом квартале урочища «Корналовичи». Почвенные разрезы были заложены в пределах секции стационара К – контроль (без антропогенного вмешательства), секции № 1 – со сплошной вырубкой второго яруса, сформированного с участием граба обычного, а также на участке сенокоса, расположенного рядом со стационаром.

**Отбор и подготовка образцов.** Образцы почвы отбирали вначале октября, когда динамическая система органического вещества почвы находится в квазиравновесии. Отбор проводили до глубины 50 см через каждые 5 см. Часть образцов отбирали из почвенного разреза, а остальные – в радиусе 5 м от разреза, с помощью специального почвенного бура, в десятикратной повторности. Подготовку почвенных образцов выполняли в соответствии с ISO 11464. Для аналитических исследований отбирали образец воздушно-сухой почвы, диспергировали (путем растирания) так, чтобы измельченная масса проходила через сито с отверстиями 250 мкм. Определение общего содержания углерода органических соединений проводили методом сульфохромного окисления в соответствии с ДСТУ ISO 14235:2005. С целью оптимизации процесса окисления органического вещества почвы применено инкубирование образцов с учетом рекомендаций Мингоранс с соавторами [15], заключающихся в использовании пенопластового блока для термостатирования.

**Определение содержания ХЛОСУ.** В качестве окислителя использовали перманганат калия в соответствии с рекомендациями Вейла с соавторами [20]. Готовили 0,02 М раствор  $\text{KMnO}_4$  в 0,1 М  $\text{CaCl}_2$ . pH раствора доводили до величины 7,2. Для этого применяли растворы 0,05 н  $\text{HCl}$  и 0,05 н  $\text{KOH}$ , добавляя к раствору перманганата калия соответствующий реактив порциями по 0,1 мл.

**Ход определения.** Навеску почвы 5 г помещали в пробирку на 50 мл и приливали 20 мл 0,02 М  $\text{KMnO}_4$  в 0,1 М  $\text{CaCl}_2$ , закрывали пробкой и перемешивали встряхивателем при 180 оборотах в минуту в течение 2 минут, открывали пробку и оставляли отстаиваться в течение 10 мин. Присутствие в растворе катионов кальция, способных связывать почвенные коллоиды, позволяет существенно упростить определение ХЛОСУ, избежав дополнительной процедуры центрифугирования и фильтрования. Аликвоту 1 мл супернатанта (надосадочной жидкости) переносили в мерную колбу объемом 50 мл и доводили до метки дистиллированной водой. Оптическую плотность определяли на однолучевом спектрофотометре СФ-46 при длине волны 550 нм. Содержание ХЛОСУ определяли по убыванию интенсивности окраски раствора [19]:

$$\text{ХЛОК (мг} \times \text{г}^{-1}) = 1000 (\text{мл} \times \text{л}^{-1}) \times \text{масса образца (г)},$$

$$\text{ХЛОСУ (мг} \times \text{г}^{-1}) = \frac{(\text{См}(\text{X}) - \text{См}(\text{O})) \times (50/1) \times 20 \times 9}{1000 (\text{мл} \cdot \text{л}^{-1}) \times \text{масса образца (г)}},$$

где  $\text{См}(\text{X})$  и  $\text{См}(\text{O})$  – концентрации в моль  $\text{KMnO}_4$  в холостой пробе и исследуемом образце соответственно,  $(50/1)$  – фактор разведения ( $\text{мл} \cdot \text{мл}^{-1}$ ), 20 – объем (мл) 0,02 М раствора  $\text{KMnO}_4$ , 9 – количество С ( $\text{г} \cdot \text{моль}^{-1}$  или  $\text{мг} \cdot \text{ммоль}^{-1}$ ), которое окисляется одним молем  $\text{KMnO}_4$  (в нейтральной среде).

Для статистической обработки результатов исследований и построения графиков использованы программы Microsoft Excel 2007 и Stat Soft Statistica 6.1.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Как видно из рисунка 2, в почве контрольного ненарушенного древостоя наибольшее количество органического углерода ( $C_{\text{орг}}$ ) аккумулировано в поверхностном слое 0–5 см. С глубиной наблюдается резкое уменьшение содержания органического вещества: в слое почвы 5–10 см этот показатель составляет лишь 44,7 % от содержания в выше расположенном слое 0–5 см.

До глубины 15–20 см, где содержание  $C_{\text{орг}}$  составляет  $12,86 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$ , видно регрессивно-аккумулятивный характер распределения содержания органического вещества по профилю почвы. В слое 40–45 см наблюдается незначительное увеличение содержания  $C_{\text{орг}}$  до  $4,18 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$  и дальнейшее уменьшение до  $2,53 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$  в горизонте 45–50 см.

Содержание ХЛОСУ уменьшается по профилю почвы подобно  $C_{\text{орг}}$ . Наибольшее его количество –  $2,89 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$  обнаружено в верхнем 0–5 см слое почвы. В расположенных ниже слоях почвы происходит резкое уменьшение содержания ХЛОСУ до  $0,89 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$  (15–20 см) и  $0,45 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$  в слое 30–35 см, достигая минимума в слое 45–50 см ( $0,17 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$ ).

Полученные нами данные хорошо согласуются с результатами исследований других авторов. Так, М. К. Богатова и Д. И. Щеглов [1] пришли к выводу, что верхняя часть гумусового профиля, даже в пределах небольшой по мощности толщи (20 см), характеризуется существенным уменьшением количества органического вещества с глубиной (почти в 1,5 раза). Максимальное количество лабильного органического вещества находится в верхнем 10-ти сантиметровом слое почвы, а в ниже расположенном (10–20 см) – его абсолютное количество уменьшается в два раза.

Полное устранение субэдикатора граба обыкновенного (*Carpinus betulus*), вследствие лесохозяйственных мероприятий, привело к существенным изменениям содержания  $C_{\text{орг}}$  почвы до глубины 50 см (рис. 3), в частности, его уменьшение в 2,1 раза в 0–5 см поверхностном слое, по сравнению с контролем.

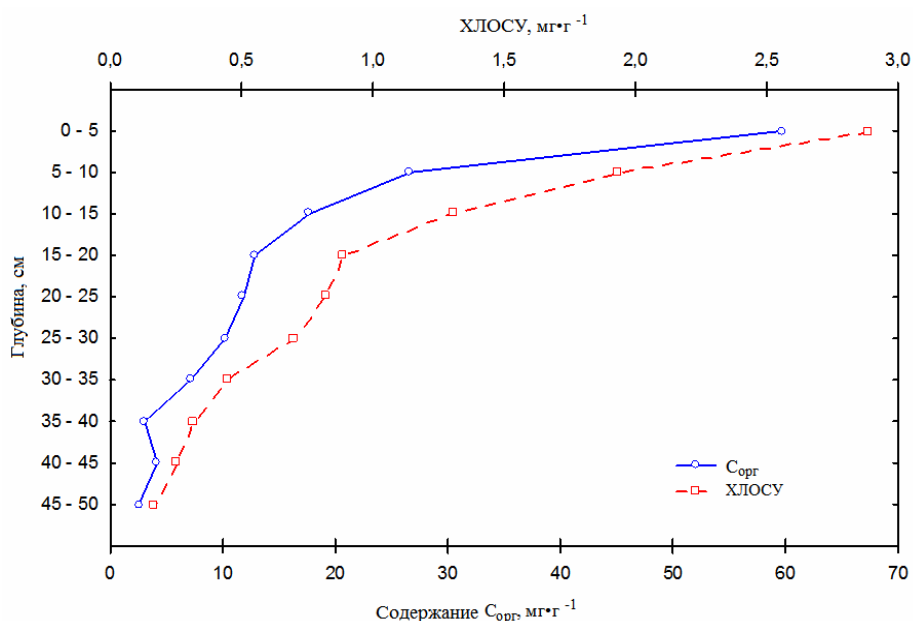


Рис. 2. Профильные изменения содержания  $C_{\text{орг}}$  и химически лабильных органических соединений углерода (ХЛОСУ) в лесной почве

Как видно из данных рисунка 3, содержание  $C_{\text{орг}}$  также является максимальным в верхнем 0–5 см слое почвы, где оно достигает  $28,13 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$ , резко уменьшаясь до  $7,80 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$  на глубине 15–20 см. Минимум содержания  $C_{\text{орг}}$  ( $0,77 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$ ) обнаружено на глубине 35–40 см.

Как в контрольном, так и в данном опытном варианте, обращает внимание синхронность колебаний содержаний  $C_{орг}$  и ХЛОСУ. Наибольшее содержание лабильного углерода обнаружено в верхнем 0–5 см слое – 1,98 мг·г<sup>-1</sup>, что в 1,46 раз меньше, по сравнению с контрольным вариантом. Ниже по профилю, содержание ХЛОСУ уменьшается до 0,58 мг·г<sup>-1</sup> в слое 15–20 см и 0,15 мг·г<sup>-1</sup> – 35–40 см. В слое 40–45 см прослеживается некоторое увеличение его содержания до 0,19 мг·г<sup>-1</sup>, а на глубине 45–50 – снова резкое уменьшение до 0,034 мг·г<sup>-1</sup>. Вероятно, важной причиной профильных изменений содержания ХЛОСУ является различная биогенность почвы, определяемая микробиотой и активностью корневой системы.

Подобно кривой количественного распределения  $C_{орг}$  в профиле почвы, изменяется содержание ХЛОСУ. Полученные нами результаты исследований согласуются с выводами В. В. Пономаревой и Т. А. Плотниковой [4] о тесной связи между содержанием лабильных форм гумуса и его валовых форм. Эта закономерность подтверждена в большинстве подобных исследований.

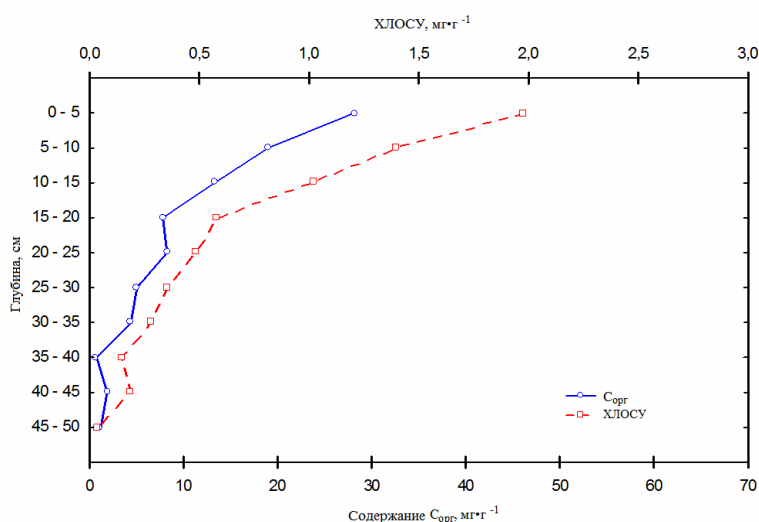


Рис. 3. Профильные изменения содержания  $C_{орг}$  и ХЛОСУ в лесной почве после сплошной вырубki граба

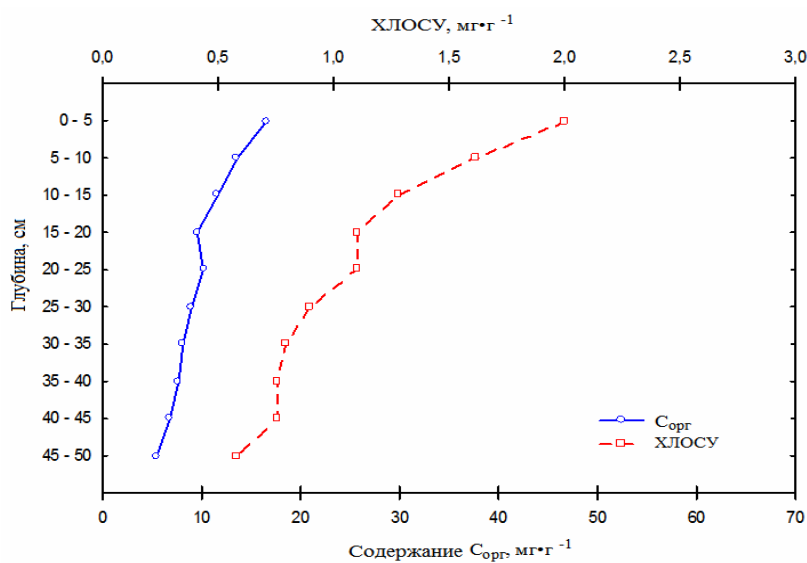


Рис. 4. Профильные изменения содержания  $C_{орг}$  и ХЛОСУ в почве сенокоса

Обращает внимание, что архитектура органо-профиля дерново-подзолистой поверхностно-оглеенной почвы, которая более 20 лет используется в сельскохозяйственном производстве как сенокос, претерпела определенные изменения, по сравнению с почвами лесных экосистем. Традиционно, максимальное содержание  $C_{\text{орг}}$  ( $16,59 \text{ мг} \cdot \text{г}^{-1}$ ) обнаружено в верхнем 0–5 см слое почвы (рис. 4); с глубиной его содержание постепенно уменьшается до  $9,56 \text{ мг} \cdot \text{г}^{-1}$  (15–20 см), достигая минимума на глубине 45–50 см ( $5,49 \text{ мг} \cdot \text{г}^{-1}$ ).

Содержание ХЛОСУ изменяется по профилю подобно содержанию  $C_{\text{орг}}$ : максимум – в слое 0–5 см ( $2,00 \text{ мг} \cdot \text{г}^{-1}$ ); ниже – постепенное уменьшение содержания до глубины 15–20 см ( $1,10 \text{ мг} \times \text{г}^{-1}$ ). В слое почвы 20–45 см обнаружен регрессивно – аккумулятивный характер накопления ХЛОСУ, а минимум зафиксирован в слое 45–50 см ( $0,58 \text{ мг} \times \text{г}^{-1}$ ).

## ВЫВОДЫ

1. Наиболее существенные изменения ХЛОСУ, вследствие антропогенного влияния, происходят в зоне высокой ризосферной активности почвы (0–20 см). Наибольшее содержание ХЛОСУ обнаружено в эдафотопе старовозрастного ненарушенного древостоя; проведение лесохозяйственных мероприятий (сплошная вырубка субэдификатора граба) привело к существенному уменьшению содержания лабильного пула (на 31 % в слое почвы 0–5 см и на 28 % в слое 5–10 см).

2. В почве сенокоса содержание ХЛОСУ существенно больше, чем в старовозрастном древостое: в слое почвы 15–20 см – 1,24, 30–35 см – 1,78 и 45–50 см – 3,52 раза.

3. В почве экосистем различной степени гемеробии существует очень сильная корреляционная связь ( $r > 0,97$ ,  $p < 0,05$ ) между валовым содержанием углерода органических соединений ( $C_{\text{орг}}$ ) и содержанием химически лабильного органического углерода, что свидетельствует о наличии хорошо регулируемой динамической системы органического вещества почвы.

4. Синхронные количественные изменения ХЛОСУ и  $C_{\text{орг}}$  возможны вследствие регулярного поступления в почвенную среду свежего органического вещества (мортмасса, корневые экссудаты и др.), которое пополняет лабильный пул ОрВП, способствует образованию макроагрегатов (механизм физической стабилизации), улучшению структуры и экологического комфорта почвы.

5. Поддержание в почве высокого уровня ХЛОСУ, благодаря различным химическим, физическим и другим протекторам, обеспечивает большее количество органического материала, участвующего в процессах гумификации и последующем гумусообразовании и гумусонакоплении. Следует также учесть, что только абсолютное содержание ХЛОСУ в почве, а не относительное (в процентах) является объективным индикатором его экологического качества в разных условиях землепользования.

## Список литературы

1. Богатова М. К. Органическое вещество в профиле темно-серых лесных почв под различными типами фитоценозов Тульской области / М. К. Богатова, Д. И. Щеглов. – Вестник ВГУ. Серия: Химия, Биология, Фармация. – 2005. – № 2. – С. 121–125.
2. Гамкало З. Г. Активна фаза органічної частини ґрунту як його енергопластичний буфер: теоретичний підхід і проблема оцінки / З. Г. Гамкало. – Науковий вісник УДЛУ. – 2003. – Вип. 13.4. – С. 270–275.
3. Кіт М. Г. Стан і трансформація ґрунтового покриву / Дослідження басейнової екосистеми Верхнього Дністра / М. Г. Кіт, С. П. Позняк, І. М. Шпаківська. – Львів, 2000. – С. 51–66.
4. Пономарева В. В. Гумус и почвообразование / В. В. Пономарева, Т. А. Плотникова. – Л.: Наука, 1980. – 220 с.
5. Стойко С. М. Эталоны природы / С. М. Стойко. – Львов: Вища школа. Изд-во при Львовском ун-те, 1980. – 120 с.
6. Blair G. J. The development of the  $\text{KMnO}_4$  oxidation technique to determine labile carbon in soil and its use in a carbon management index / Assessment Methods for Soil Carbon. Lewis Publishers, Boca Raton, FL. – 2001. – P. 323–337.
7. Blair G. J. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation and the development of a carbon management index for agricultural systems / G. J. Blair, R. D. B. Lefroy, L. Lise // Australian J. Agric. Res. – 1995. – Vol. 46. – P. 1459–1466.
8. Cambardella C. A. Experimental verification of simulated soil organic matter pools / C. A. Cambardella // Soil Process. Carbon Cycle. – 1998. – P. 519–526.
9. Gregorich E. G. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils / E.G. Gregorich, M. R. Carter, D. A. Angers, C. M. Monreal, B. H. Ellert // Canadian Journal of Soil Science. – 1994. – Vol. 74. – P. 367–385.

10. Haynes R. J. Labile organic matter fractions and aggregate stability under short-term, grass-based leys / R. J. Haynes // *Soil Biology and Biochemistry*. – 1999. – Vol. 31. – P. 1821–1830.
11. Lefroy R. Changes in soil organic matter with cropping as measured by organic carbon fractions and  $^{13}\text{C}$  natural isotope abundance / R. Lefroy, G. J. Blair, W. M. Strog // *Plant and Soil* – 1993. – Vol. 155/156. – P. 399–402.
12. Loginow W. Fractionation of organic carbon based on susceptibility to oxidation / W. Loginow, W. Wisniewski, S. S. Gonet, B. Ciescinska // *Polish J. Soil Sci.* – 1987. – Vol. 20. – P. 47–52.
13. M. von Luetzow. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms // M. von Luetzow, I. Koegel-Knabner, K. Ekschmitt, H. Flessa, G. Guggenberger, E. Matzner, B. Marschner // *Soil Biology & Biochemistry*. – 2007. – Vol. 39. – P. 2183–2207.
14. McGill W. B. Review and classification of ten soil organic matter (SOM) models / W. B. McGill // in: Smith, U. J. (Ed.), *Evaluation of Soil Organic Matter Models*. – Springer, Berlin, 1996. – P. 111–132.
15. Mingorance M. D. Guidelines for improving organic carbon recovery by the wet oxidation method / M. D. Mingorance, E. Barahona, J. Fernández-Gálvez // *Chemosphere*. – 2007. – № 68. – P. 409–413.
16. Partyka T. Estimation of oxidizing ability of organic matter of forest and arable soil / T. Partyka, Z. Hamklalo // *Zemdirbyste-Agriculture*, 2010. – Vol. 97 (1). – P. 33–40.
17. Rovira P. Labile and recalcitrant pools of carbon and nitrogen in organic matter decomposing at different depths in soil: an acid hydrolysis approach / P. Rovira, V. R. Vallejo // *Geoderma*. – 2002 – Vol. 107. – P. 109–141.
18. Stanford G. Evaluation of ammonium release by alkaline permanganate extraction as an index of soil nitrogen availability / G. Stanford // *Soil Sci.* – 1978. – Vol. 126. – P. 244–253.
19. Tirol-Padre A. Assessing the Reliability of Permanganate-Oxidizable Carbon as an Index of Soil Labile Carbon / A. Tirol-Padre, J. K. Ladha // *Soil Sci. Soc. Am. J.* – 2004. – Vol. 68. – P. 969–978.
20. Weil R. W. Estimating active carbon for soil quality assessment: a simplified method for laboratory and field use / R. W. Weil, K. R. Islam, M. Stine, J. B. Gruver, S. E. Samson-Liebig // *Am. J. Altern. Agric.* – 2003. – Vol. 18. – P. 3–17.

**Гамкало З. Г., Бедерничек Т. Ю. Лабільна органічна речовина ґрунту як індикатор його екологічної якості в різних умовах землекористування** // *Екосистеми, їх оптимізація та охорона*. Сімферополь: ТНУ, 2014. Вип. 10. С. 193–200.

Досліджено особливості змісту хімічно лабільних органічних сполук вуглецю (ХЛОСВ) у ґрунтах лісових і післялісових екосистем (сінокошу). Зміст ХЛОСВ в шарі ґрунту 0–50 см старовікового лісу (волога грабова діброва) складає  $9,73 \text{ mg} \times \text{g}^{-1}$ , що на 34,4% більше, ніж у ґрунті під древостоєм після суцільної вирубки граба і на 10,7% менше, ніж у ґрунті сінокошу, що межує з екотоном досліджуваного лісу. У шарі ґрунту 0–50 см старовікового непорушеного деревостану частина ХЛОСВ у валовому вмісті вуглецю органічних сполук становить 6,95%, після вирубки – 4,87%, а сінокошу – 16,99%.

*Ключові слова:* збезліснення, сінокіс, органічна речовина ґрунту, перманганат калію, хімічно лабільний органічний вуглець.

**Hamkalo Z. G., Bedernichek T. Yu. Labile pool of soil organic matter as an indicator of its ecological quality under different land use conditions** // *Optimization and Protection of Ecosystems*. Simferopol: TNU, 2014. Iss. 10. P. 193–200.

The characteristics of labile pool of soil organic matter and chemical labile organic matter (CLOM) changes in the soil under forest and hayfield were shown. CLOM-C content in 0–50 cm soil layer under the old-growth (over 200 years) oak-hornbeam forest was  $9,73 \text{ mg} \times \text{g}^{-1}$  – 33,4% greater than in the soil under the forest after cutting of hornbeam and 10,71% less than in the soil of hayfield.

*Key words:* deforestation, soil organic matter, permanganate, chemical labile organic carbon.

*Поступила в редакцію 01.01.2014 г.*