



Financované
Európskou úniou
NextGenerationEU

PLÁN [OBNOVY]



MINISTERSTVO
INVESTÍCIÍ, REGIONÁLNEHO ROZVOJA
A INFORMATIZÁCIE
SLOVENSKEJ REPUBLIKY



SPU
Slovenská
poľnohospodárska
univerzita v Nitre



SPU · FAPZ
Fakulta agrobiológie
a potravinových
zdrojov



AgroAsistent

Metodický postup výpočtu sekvestrácie uhlíka v pôde na základe úrod pestovaných plodín

Experimentálny vývoj digitálnej platformy pre presné
poľnohospodárstvo

Kód Projektu: 17I04-04-V05-00011

Je hradené z mechanizmu Plánu obnovy a odolnosti
Slovenskej republiky



Nitra 2026

Experimentálny vývoj digitálnej platformy pre presné poľnohospodárstvo

Kód Projektu: 17I04-04-V05-00011

Metodický postup výpočtu sekvestrácie uhlíka v pôde na základe úrod pestovaných plodín



Autor návrhu metodických postupov:

prof. Ing. Vladimír Šimanský, PhD., prof. Ing. Erika Balontayová, PhD.

Korešpondenčný autor: vladimir.simansky@uniag.sk

Táto publikácia vznikla vďaka podpore v rámci mechanizmu Plánu obnovy a odolnosti Slovenskej republiky pre projekt: „Experimentálny vývoj digitálnej platformy pre presné poľnohospodárstvo“ (kód 17I04-04-V05-00011), spolufinancovaný Európskou úniou (NextGenerationEU).

This publication is the result of the project through the Recovery and Resilience Plan for Slovakia for project: „Experimental Development of a Digital Platform for Precision Agriculture“ (code 17I04-04-V05-00011), funded by the European Union (NextGenerationEU).

Metodický postup výpočtu sekvestrácie uhlíka v pôde na základe úrod pestovaných plodín

Úvod

Pôda predstavuje najväčší terestrický rezervoár uhlíka a zohráva kľúčovú úlohu v jeho globálnom kolobehu, čím ovplyvňuje klimatické procesy (Lal, 2004; Georgiou et al., 2022). Don et al. (2023) upozorňujú na nesprávne používanie technických pojmov v súvislosti so zmiernením klimatickej zmeny, čo vedie k nezamýšľaným dôsledkom a nadhodnocovaniu úlohy uhlíka v pôde. Analýza 100 nedávnych medzinárodných publikácií o sekvestracii uhlíka v pôde odhalila, že prevažná väčšina autorov používala tento termín nesprávne alebo nejednoznačne. Správne používanie pojmov „sekvestrácia uhlíka“, „negatívne emisie“, „zmiernenie klimatickej zmeny“ a „akumulácia uhlíka v pôde“ je dôležité na zlepšenie komunikácie medzi rôznymi zainteresovanými stranami vo vede, politike, priemysle a spoločnosti. Napríklad iba 4 % štúdií používajú pojem sekvestrácia C správne (Don et al., 2023). Zvýšenie hromadenia uhlíka v pôde môže vyrovnávať emisie skleníkových plynov. Toto zvýšenie však možno považovať za sekvestráciu uhlíka v pôde iba vtedy, ak sa zásoby uhlíka v pôde zvýšia v globálnom meradle. V pôdach, ktoré strácajú uhlík, môžu opatrenia na zvýšenie obsahu uhlíka v pôde iba znížiť straty uhlíka, a preto nemôžu prispieť k jeho odstraňovaniu z atmosféry. Zmiernenie strát uhlíka je však nevyhnutné na ochranu pôdy a zachovanie ekosystémových služieb, ktoré pôda poskytuje. Zvyšovanie zásob uhlíka (prírastky uhlíka) mimo atmosféry môže prispieť k sekvestracii uhlíka a zmierneniu klimatickej zmeny. Samotná existencia uhlíka (zásoby uhlíka) v pôde však k tomu neprispieva (Don et al., 2023). Sekvestrácia uhlíka je striktno definovaná ako proces prenosu uhlíka z atmosféry do pôdy prostredníctvom rastlín alebo iných organizmov, ktorý sa zadržiava ako organický uhlík v pôde, čo vedie ku globálnemu zvýšeniu zásob uhlíka v pôde (IPCC, 2001). Olson et al. (2014) zdôraznili, že ide o uložený uhlík (tisícročia) a nie okamžite transformovaný a uvoľnený do atmosféry. Sekvestrácia uhlíka (C) tak nie je len proces odstraňovania CO₂ z atmosféry, teda len hmotnosť C na plochu (tC/ha), ale aj za časovú jednotku (tC/ha/rok), nakoľko sekvestrácia C je tok C vždy v spojení s jednotkou času (Don et al., 2023).

V dôsledku intenzívneho poľnohospodárskeho využívania a zmien vo využívaní krajiny došlo v posledných storočiach k výraznému úbytku pôdneho organického uhlíka, čo významne

prispieva k zvýšeniu koncentrácie CO₂ v atmosfére. Obnovenie zásob pôdneho uhlíka prostredníctvom jeho sekvestrácie je preto považované za jednu z potenciálnych stratégií zmierňovania klimatickej zmeny a zároveň za nástroj na zlepšenie pôdnej úrodnosti (Lal, 2004a). Pôdy majú významný potenciál sekvestrácie uhlíka, pričom globálne odhady naznačujú, že môžu obnoviť značnú časť uhlíka strateného v dôsledku intenzívneho poľnohospodárskeho využívania. Napríklad Lal (2004) uviedol, že pôdy ovplyvnené dlhodobým využívaním, najmä poľnohospodárske pôdy, majú kapacitu viazať 50 – 66 % uhlíka strateného v dôsledku ich obhospodarovania, pričom zavedenie a optimalizácia vhodných agrotechnických postupov by mohla viesť k sekvestracii 0,4 – 1,2 Gt C ročne. Paustian et al. (2019) vo svojej štúdii poukázali na vyšší teoretický potenciál sekvestrácie uhlíka pri používaní štandardných agronomických konzervačných postupov na úrovni 2 – 5 Gt CO₂ ročne (0,5 – 1,36 Gt C ročne), pričom pri rozsiahlej implementácii pokročilých technológií (ako napr. aplikácia biouhľia, pestovanie trvalo-trávných plodín, hlboko koreniacich plodín) môže tento potenciál dosiahnuť až 8 Gt CO₂ ročne (2 Gt C ročne). To znamená, že v dôsledku uplatnenia štandardných spôsobov to predstavuje 0,104 – 0,283 t C/ha/rok na poľnohospodárskych pôdach a 0,313 – 0,850 t C/ha/rok na orných pôdach celého sveta. Pri uplatnení pokročilých spôsobov hospodárenia na pôde to môže byť až 0,417 t C/ha/rok na poľnohospodárskych pôdach a až 1,250 t C/ha/rok na orných pôdach. Pôdny organický uhlík má jednoznačne pozitívny vplyv na pôdnu úrodnosť, avšak jeho vplyv na úrodu pestovaných plodín je sekundárny a výrazne závisí od konkrétnych pôdno-klimatických podmienok. Ma et al. (2023) vo svojej meta-analýze, ktorá zahŕňala viac ako 13 tisíc experimentov z celého sveta, poukázali na relatívne nízku odozvu úrod na zvyšujúce sa obsahy pôdneho organického uhlíka, pričom globálny nárast produkcie hlavných obilnín (pšenica, kukurica, ryža) bol odhadnutý na 0,7 %. Zároveň bolo zistené, že efekt sekvestrácie uhlíka na úrodu obilnín je výrazne nižší v porovnaní s účinkom dusíkatého hnojenia. Ďalším významným aspektom je existencia saturácie pôdneho uhlíka, pričom maximálna kapacita akumulácie pôdneho organického uhlíka je determinovaná fyzikálno-chemickými vlastnosťami pôdy, najmä zastúpením zrnitostne jemných frakcií (obsah ílu) a minerálnych asociácií (Six et al., 2002; Georgiou et al., 2025). Íl je výrazným stabilizačným prvkom a zohráva dominantnú úlohu v prípade stabilizácie uhlíka v pôde (Das et al., 2023). Vzťah medzi obsahom pôdneho organického uhlíka a úrodou plodín nie je lineárny, ale dosahuje určitú úroveň saturácie, pri ktorej sa ďalšie zvyšovanie pôdneho organického uhlíka prejavuje už len minimálnym alebo s nevýrazným efektom na produkciu (Oldfield et al., 2019; Ma et al., 2023).

Napriek významu pôdy ako zásobníka uhlíka je potrebné zdôrazniť, že samotný proces sekvestrácie nezačína v pôde, ale v rastlinách prostredníctvom fotosyntézy. Fixácia atmosférického CO₂ vedie k tvorbe rastlinnej biomasy, ktorá predstavuje primárny zdroj organického uhlíka vstupujúceho do pôdneho systému (Paustian et al., 2019; Jansson et al., 2021). Rastlinná biomasa predstavuje hlavný zdroj uhlíka vstupujúceho do pôdy, pričom uhlík sa do pôdneho systému dostáva prostredníctvom nadzemných zvyškov, koreňovej biomasy a rizodepozície (Paustian et al., 2019). Tieto vstupy sú následne transformované pôdnymi mikroorganizmami a podieľajú sa na tvorbe jednotlivých frakcií pôdneho organického uhlíka (Almendros a González-Pérez, 2025). Množstvo a kvalita pôdneho organického uhlíka sú podmienené množstvom a kvalitou rastlinných zvyškov (Jurčová a Torma, 1998). Koreňová biomasa aj koreňové exudáty predstavujú významný zdroj vstupu uhlíka do pôdy. Súčasné poznatky ukazujú, že uhlík pochádzajúci z koreňov sa môže v pôde často stabilizovať efektívnejšie ako uhlík z nadzemných zvyškov, čo súvisí najmä s jeho priamym vstupom do pôdnej matrice a spracovaním mikroorganizmami (Rasse et al. 2005). Koreňové exudáty zároveň predstavujú rýchly prenos uhlíka z fotosyntézy do pôdy, pričom významná časť produktov fotosyntézy môže byť uvoľnená do rizosféry v priebehu hodín až dní a následne využitá mikroorganizmami (Kaiser et al., 2015). Tieto procesy zohrávajú kľúčovú úlohu pri tvorbe aj transformácii pôdneho organického uhlíka, keďže mikrobiálne produkty vznikajúce pri spracovaní rastlinných vstupov predstavujú hlavný prekursor stabilných foriem pôdneho organického uhlíka (Cotrufo et al., 2013).

Viacere spoločnosti vyvinuli kalkulačky na výpočet sekvestrácie uhlíka, avšak žiadna z nich nepočíta s kombináciou reálnej dosiahnutej úrody biomasy vzťahujúcej sa k úrode hlavného poľnohospodárskeho produktu a látkového zloženia pozberových zvyškov so zohľadnením zostatku uhlíka z nich po roku v pôde. Navyše, žiadna z nich nerobí prepočet na konkrétnu parcelu s reálnym obsahom ílu, ako základným stabilizačným prvkom v konkrétnom klimatickom regióne vyznačujúcim sa určitým úhrnom zrážok za rok a priemernou ročnou teplotou. Spoločnosť WardKarlson Consulting ponúka Biological Carbon Sequestration Calculator, ktorý počíta uhlík, ktorý pôda absorbuje a zadrží za rok a pracuje so vstupnými dátami ako typ biotopu a rozloha v hektároch (WKC GROUP, 2024). Interdisciplinary Science and Public Health vyvinula Carbon Sequestration Potential Calculator, ktorý bol navrhnutý podľa metodiky IPCC na stanovenie ročného potenciálu ukladania uhlíka. Odhaduje priemernú kapacitu ukladania uhlíka (tCO₂/ha/rok). Využíva vstupné údaje o území (les, lúka, orná pôda) a zohľadňuje geografický región (ISPH, 2021). Viaceré kalkulačky uvádzané pod sekvestráciou uhlíka však ponúkajú výpočet bilancie uhlíka

(CIAT and WLE, 2024 – Soil Organic Carbon App) alebo prepočty emisií (FAO, 2011), nie však jeho samotnú sekvestráciu. Ich výstupom je tak len potenciál, predikcia či emisie. Reálne sekvestrovaný uhlík v danom roku však zatiaľ nepočíta žiadna z nich.

Napriek tomu, že proces sekvestrácie uhlíka v pôde je z koncepčného hľadiska pomerne dobre popísaný, jeho praktická kvantifikácia v podmienkach poľnohospodárskej prvovýroby zostáva problematická. V praxi sa uplatňujú rozdielne prístupy založené na priamom meraní zásob pôdneho organického uhlíka a jeho zmien alebo sú postavené na odhadovaní a modelovaní zásob uhlíka v pôde. Modelovanie je prístup, ktorý si vyžaduje rozsiahle vstupné údaje a kalibráciu aplikovaných modelov. Z pohľadu mechanizmov je pritom zrejmé, že sekvestrácia uhlíka v pôde je priamo viazaná na množstvo uhlíka vstupujúceho do pôdy prostredníctvom rastlinnej biomasy. Tá je do veľkej miery daná úrodou pestovaných plodín, ktorá tak nepredstavuje len produkčný parameter, ale zároveň aj indikátor viazania uhlíka fotosyntézou a jeho potenciálneho návratu do pôdy. Medzi úrodou, produkciou biomasy a množstvom uhlíka vstupujúcim do pôdy preto existuje priamy vzťah. Tento vstup však nie je jednotný, pretože vytvorená biomasa má aj špecifické chemické zloženie. Významnú úlohu pritom zohráva predovšetkým lignín ako stabilnejšia zložka organickej hmoty, ktorý môže prispievať k dlhodobému ukladaniu uhlíka v pôde. Na tomto základe bol navrhnutý metodický postup výpočtu sekvestrácie uhlíka v pôde, ktorý vychádza z úrody ako základného vstupu. Úroda sa v rámci výpočtu transformuje na jednotlivé zložky rastlinnej biomasy (hlavný produkt, vedľajší produkt a koreňová biomasa), následne na množstvo viazaného CO₂ a napokon na uhlík vstupujúci do pôdy. Súčasťou postupu je aj zohľadnenie kvality rastlinných zvyškov, najmä obsahu lignínu a jeho rozkladu, ktoré rozhodujú o tom, aká časť uhlíka sa v pôde reálne stabilizuje. Takto koncipovaný prístup umožňuje prepojiť skutočne dosiahnutú úrodu pestovaných plodín s odhadom množstva uhlíka, ktoré môže byť v pôde potenciálne sekvestrované. Následne je tento princíp aplikovaný na konkrétnu parcelu v danom regióne s príslušným ročným úhrnom zrážok a priemernou ročnou teplotou a zastúpením frakcie ílu.

Metodické východiská

Z vyššie uvedeného kontextu je evidentné, že sekvestrácia uhlíka v pôde predstavuje proces transformácie atmosférického CO₂ viazaného fotosyntézou do rastlinnej biomasy a jeho následné ukladanie do pôdnej organickej hmoty (definovanej pôdnym organickým uhlíkom). Tento proces je determinovaný množstvom vyprodukovanej rastlinnej fytohmoty a jej

chemickým zložením, najmä obsahom stabilných frakcií, ako je lignín. Základným predpokladom metodiky je nasledovné:

- celkovo vyššia úroda je výsledkom vyššej produkcie biomasy, a tým aj vyššieho vstupu uhlíka do pôdy;
- stabilizácia uhlíka závisí od kvality samotnej biomasy (obsahu lignínu);
- rozklad organickej hmoty v pôde prebieha podľa kinetiky 1. rádu (Van Veen a Paul, 1981; McGill a Paul, 2007);
- íl je významný stabilizačný prvok viacerých mechanizmov stabilizácie uhlíka v pôde (Das et al., 2023);
- zrážky a teplota sú limitujúcimi faktormi všetkých transformačných procesov v pôde (Zhang et al., 2022).

Metodika bola aplikovaná na nasledujúcu skladbu plodín: pšenica letná, forma jarná; pšenica letná, forma ozimná; jačmeň siaty, forma jarná; jačmeň siaty, forma ozimná; kukurica siata na zrno; kukurica siata na siláž; kapusta repková, varieta repka, forma ozimná.

Vstupné údaje

Úroda a produkcia biomasy

Pre každú plodinu je potrebné definovať:

- úrodu hlavného produktu (t/ha);
- úrodu vedľajšieho produktu (t/ha);
- úrodu koreňov (t/ha).

Vychádza sa z dopestovanej úrody. **Úroda** sa štandardne uvádza v t/ha a pohybuje sa v širokom intervale v závislosti aj od pôdno-klimatických podmienok a ročníka. Úroda môže byť definovaná a chápaná z rôznych hľadísk (Fischer, 2015), avšak v tomto prípade vstupuje do kalkulácie osobitne ako úroda hlavného poľnohospodárskeho produktu a vedľajšieho produktu. **Úroda hlavného poľnohospodárskeho produktu** predstavuje ekonomickú úrodu, teda tú časť rastliny, pre ktorú sa primárne pestuje (obilniny primárne pre zrno, kukurica na siláž primárne pre nadzemnú biomasu). **Úroda vedľajšieho produktu** zahŕňa nadzemné časti rastlín, ktoré vznikajú súbežne s hlavným produktom počas procesu rastu a zberu, ale nie sú primárnym cieľom pestovania (obilniny sekundárne pre slamu). Vedľajší produkt sa určuje pomocou pomerov hlavného a vedľajšieho produktu, ktoré sú uvedené vo vyhláske č. 151/2016 Z.z. Pomery pozberových nadzemných a koreňových zvyškov uvádzajú Torma a Vilček (2016,

2017). Úroda vedľajšieho zberového produktu sa podľa § 13 vyhlášky 151/2016 Z.z. určuje na základe pomeru hlavného produktu a vedľajšieho produktu. Napríklad, ak ide o obilniny: množstvo zrna : množstvo slamy 1 : 1; ak ide o kukuricu: množstvo zrna : množstvo kôrovia 1 : 1,6; ak ide o repku: množstvo zrna : množstvo slamy 1 : 2,6. **Koreňové zvyšky** (korene) sú zvyšky v pôde po zbere hlavného a vedľajšieho produktu (Lal, 2005). Z dôvodu relatívne obmedzeného počtu informácií o pomeroch medzi hmotnosťou hlavného produktu a hmotnosťou koreňov a väčšieho počtu informácií medzi pomerom hmotností nadzemná/podzemná fytomasa, výpočet hmotností koreňov je zrealizovaný tak, že sa spočítava hmotnosť hlavného produktu (zrna) s hmotnosťou nadzemnej vegetatívnej hmoty a z pomeru nadzemná/podzemná fytomasa sa vypočíta hmotnosť koreňov. K tomuto účelu sa využívajú pomery hmotností nadzemná/podzemná fytomasa stanovené Jurčovou a Tormom (1998). Pre výpočet **pomeru nadzemná biomasa/korene** bol použitý pre ozimnú pšenicu pomer 4,81:1, pre jarnú pšenicu 3,69:1, pre jarný jačmeň jarný 4,81:1, pre ozimný jačmeň 4,81:1, pre kukuricu na zrno 4,81:1, pre kukuricu na siláž 4,81:1 a repku 4,35:1. Celkový **výpočet pozberových zvyškov**, ktoré ostanú na poli po zbere úrody hlavného produktu, sa tak vypočíta podľa rovnice:

$$CR_{tot} = CR_{ab} + CR_{be}$$

kde CR_{tot} je celková úroda pozberových zvyškov v t/ha; CR_{ab} je úroda nadzemnej biomasy v t/ha a CR_{be} je úroda koreňových zvyškov v t/ha. V prípade odchodu hlavného poľnohospodárskeho produktu (zrno/semeno) z poľa zostáva nadzemná fytomasa (slama/kôrovie) a koreňové zvyšky. V prípade kukurice na siláž sa počíta len s koreňovými zvyškami.

Spotreba CO₂ na vytvorenie fytomasy pestovaných plodín

Výpočet **spotreby CO₂ na vytvorenie 1 kg sušiny** ($Cons_{CO_2/kg}$) je nasledovný:

$$Cons_{CO_2/kg} = 3,7 \times C \text{ in dry matter of plants}$$

Z údajov viacerých autorov (Cartledge a Connor 1972; Watanabe 1976; Nátr 2006) vyplýva, že pri výpočte potreby **CO₂ na vytvorenie sušiny obilnín**, resp. zrnovín (pšenica, jačmeň, kukurica), ale aj vegetatívnej hmoty (rastliny, v ktorých pletivách generatívnych a vegetatívnych orgánov dominujú sacharidové látky) sa bude počítať s tým, že na vytvorenie 1 gramu semien (100 % sušina) musia uvedené rastliny viazať **1,64 g CO₂** (percento uhlíka v škrobe je 44,4 %).

$$Cons_{CO_2/kg} = 3,7 \times 0,444 = 1,64 \text{ kg } CO_2 \text{ kg dry matter}$$

CO₂ obsahuje len 27,3% C, takže na 1 g C treba 3,7 g CO₂ (44/12 = 3,7).

Pri rastlinách ako **repka olejná** sa na vytvorenie 1 gramu semien spotrebuje až okolo **2,831 g CO₂** (obsah C v kyseline olejovej 76,5%).

$$Cons_{CO_2/kg} = 3,7 \times 0,765 = 2,831 \text{ kg } CO_2 \text{ kg dry matter (4)}$$

Keďže medzi obsahmi uhlíka vo vegetatívnych častiach (obilnín, olejní) nie sú významné rozdiely, počíta sa s jedným spoločným údajom, ktorý predstavuje na vytvorenie 1 kg sušiny vegetatívnych častí ozimnej pšenice, jarnej pšenice, jarného jačmeňa, ozimného jačmeňa, kukurice na zrno a kukurice na siláž príjem 1,64 kg CO₂ a repky 2,831 kg CO₂.

Pomery nadzemných a koreňových pozberových zvyškov

Každý rastlinný druh má svoju špecifickú morfológiu, ktorá sa odzrkadľuje na heterogenite kvantitatívnych ukazovateľov rastlinných zvyškov, vrátane rozdielov medzi oziminou a jarinou. Ďalším dôležitým faktorom je technológia ich pestovania, teda rozdiel, či sa slama obilnín zapracováva do pôdy alebo nie, či je kukurica pestovaná na zrno alebo na siláž. Uvedené sa odráža aj na výslednom pomere nadzemnej a koreňovej hmoty pozberových zvyškov vstupujúcich do pôdy po zbere hlavného poľnohospodárskeho produktu. Tieto pomery boli zistené experimentálne a ich percentuálne zastúpenie je uvedené v publikácii Bielek a Jurčová (2010). Pre účely prepočtu na množstvo vstupov sú uvádzané percentuálne **zastúpenia nadzemnej a koreňovej hmoty** (Tabuľka 1).

Tabuľka 1. Priemerné množstvá sušiny rastlinných zvyškov pri danej úrode hlavného produktu (Bielek a Jurčová, 2010).

Plodina	Úroda pozberových zvyškov (t/ha)	Podiel úrody nadzemných zvyškov (%)	Úroda koreňových zvyškov (t/ha)	Podiel úrody koreňových zvyškov (%)
pšenica jarná	4,98	65,10	2,67	34,90
pšenica ozimná	6,54	70,40	2,75	29,60
jačmeň jarný	4,19	70,18	1,78	29,82
jačmeň ozimný	4,71	69,57	2,06	30,47
kukurica na zrno	7,04	75,37	2,30	24,62
kukurica na siláž	1,36	29,12	3,31	70,88
repka olejka	8,42	75,20	2,70	24,80

Obsah lignínu v pozberových zvyškoch pestovaných plodín a výpočet reálnych vstupov lignínu vo forme pozberových zvyškov do pôdy

Stabilita pôdneho organického uhlíka je kľúčovým determinantom ukladania organického uhlíka v pôde (Ma et al., 2018). Chemické zloženie rastlinných zvyškov tak priamo ovplyvňuje sekvestráciu uhlíka (Cotrufo et al., 2013; Tobiašová, 2001), predovšetkým zastúpenie **lignínu** v rastlinných zvyškoch, ako najstabilnejšej uhlíkatej zložky (Chen et al., 2024), ktorá zostáva v pôde aj po roku zapracovania rastlinných zvyškov do pôdy (Bahri et al., 2006; Haider et al., 1977; Liu et al., 2025) a je kľúčovou zložkou v sekvestracii uhlíka (Chen et al., 2025). Produkcia CO₂ tak súvisí s obsahom lignínu v rastlinných zvyškoch (Yanni et al., 2011). Nadzemné rastlinné zvyšky majú nižší obsah lignínu ako koreňové, takže predovšetkým koreňové zvyšky podporujú dlhodobú sekvestráciu C (Puget a Drinkwater, 2001). Nakoľko má **lignín** odlišné percentuálne **zastúpenie v nadzemnej a koreňovej hmote**, je potrebné stanoviť jeho obsahy osobitne pre obidve tieto časti (Beloserski et al., 1956). **Reálne vstupy lignínu v percentách** z konkrétnych rastlinných zvyškov boli vypočítané následne ako súčet percent jeho vstupu z nadzemnej a z koreňovej hmoty (Tabuľka 2).

Tabuľka 2. Percentuálne zastúpenie lignínu v absolútnej sušine nadzemných a koreňových rastlinných zvyškov v neodpopolnenej hmote

Plodina	Lignín v nadzemných zvyškoch (%)	Lignín v koreňových zvyškoch (%)
pšenica jarná	30,36	47,12
pšenica ozimná	31,76	39,98
jačmeň jarný	25,70	40,83
jačmeň ozimný	11,99	29,10
kukurica na zrna	14,71	26,14
kukurica na siláž	14,71	26,14
repka olejka	27,22	34,69

Reálne vstupy lignínu (Lig_{CR}) sa vypočítajú z jeho obsahu v nadzemných a koreňových zvyškoch a ich vzájomných pomerov, ktorými vstupujú do pôdy.

$$Lig_{CR} = \frac{Lig_{ab} \times CR_{ab}}{100} + \frac{Lig_{be} \times CR_{be}}{100}$$

kde Lig_{ab} je obsah lignínu v nadzemných pozberových zvyškoch; CR_{ab} je podiel úrody nadzemných zvyškov v %; Lig_{be} je obsah lignínu v podzemných koreňových zvyškoch; CR_{be} je podiel úrody koreňových zvyškov v %.

Dynamika rozkladu lignínu (zostatok lignínu po 1 roku v pôde)

Kinetika prvého rádu vystihuje priebeh monomolekulárnej reakcie, ale aj bimolekulárnej za predpokladu, že jedna látka je v porovnaní s druhou v takom nadbytku, že počas reakcie sa jej koncentrácia takmer nemení. Rýchlosť reakcie je tak priamo úmerná koncentrácii jednej látky. Platnosť kinetiky prvého rádu pre rozklad organických látok je stanovená experimentálne. Takáto reakcia prebieha nasledovnej podľa rovnice, ktorá bola odvodená nasledovne (Tobiašová a Barančíková, 2023):



Pre rýchlosť takejto reakcie platí:

$$v = -\frac{d[A]}{dt}$$

Keďže rýchlosť reakcie závisí od koncentrácie, platí aj nasledovný vzťah:

$$v = k[A]$$

Z uvedeného vyplýva, že:

$$-\frac{d[A]}{dt} = k[A]$$

Ďalšou úpravou rovnice získame:

$$-\frac{1}{[A]} d[A] = k dt$$

Keďže integrál je opačná funkcia k derivovaniu platí:

$$-\int_{[A]_0}^{[A]_t} \frac{1}{[A]} d[A] = k \int_0^t dt$$

$$-\ln[A] \frac{[A]_t}{[A]_0} = kt$$

Postupnou úpravou rovnice dostaneme základnú rovnicu platnú pre všetky frakcie organických látok hodnotené v danej sústave:

$$-\ln[A]_t - (-\ln[A]_0) = kt$$

$$-\ln \frac{[A]_0}{[A]_t} = kt$$

$$\ln \frac{[A]_t}{[A]_0} = -kt$$

$$\frac{[A]_t}{[A]_0} = e^{-kt}$$

Výsledná rovnica má nasledovný tvar:

$$[A]_t = [A]_0 e^{-kt}$$

Takto môžeme vyjadriť kinetikou prvého rádu rozklad každej frakcie organickej hmoty, ktorá do pôdy vstupuje (Tobiašová a Barančíková, 2023). Rastlinné zvyšky sa v pôde rozkladajú na základe kinetiky prvého rádu (e^{-kt}) (Molina et al., 1983; Paustian et al., 1997; Van Veen a Paul, 1981; Tobiašová a Barančíková, 2023). Rozklad lignínu v pôde tak prebieha rovnako (Van Veen a Paul, 1981; Paul a Clark, 1989). Obsah lignínu (A_{t-lig}) je počítaný na príslušný obsah lignínu, ktorý vstupuje do pôdy v pozberových zvyškoch príslušnej plodiny a v časovom intervale 1 rok:

$$A_{t-lig} = A_0 \times e^{-kt}$$

kde k je rýchlostná konštanta pre rýchlosť rozkladu stabilnej zložky lignínu ($0,01 \text{ deň}^{-1}$) a t je čas v dňoch (365 dní).

Po dosadení má rovnica tvar:

$$A_{t-lig} = A_t \times e^{-0,01 \times 365}$$

$$A_{t-lig} = A_t \times 0,026$$

kde, A_{t-lig} je podiel lignínu v %, ktorý zostane v pôde po 1 roku od zapracovania rastlinných zvyškov do pôdy; A_t je podiel lignínu v %, ktorý vstupuje do pôdy v čase ich zapracovávania; 0,01 je rýchlostná konštanta pre lignín (d^{-1}); 365 je počet dní v normálnom roku. Rovnica je tak platná pre všetky plodiny. Rozdielne sú pre každú plodinu len hodnoty A_t , teda reálny obsah lignínu v %, ktorý vstupuje do pôdy v čase 0 dní (pri zapracovaní zvyškov).

Sekvestrácia uhlíka nie je len proces odstraňovania CO_2 z atmosféry, teda len hmotnosť uhlíka na plochu (tC/ha), ale aj za časovú jednotku (tC/ha/rok), nakoľko sekvestrácia uhlíka je tok uhlíka (vždy v spojení s jednotkou času) (Don et al., 2023). Sekvestrovaný uhlík predstavuje organický uhlík zastabilizovaný počas stáročí až tisícročí a uložený v podorníči. S ohľadom na tento fakt je potrebné uvažovať nielen o množstve najstabilnejšej frakcie vstupujúcej do pôdy, ale aj o jej množstve, ktoré v pôde zotrva za určitú časovú jednotku (tu 1 rok).

Výpočet viazaného CO₂ vo fytomase pestovaných plodín

Výpočet celkového viazaného CO₂ vo fytomase pestovaných plodín (CR_{CO_2}) v t/ha bol uskutočnený na základe rovnice:

$$CR_{CO_2} = CR_{tot} + Cons_{CO_2/kg}$$

kde CR_{tot} je celková úroda pozberových zvyškov v t/ha; $Cons_{CO_2/kg}$ je spotreba CO₂ na vytvorenie 1 kg sušiny.

Objem celkového viazaného CO₂ vo fytomase pestovaných plodín tak bude súčinom úrody zvyškov príslušnej plodiny a prepočítaného koeficientu spotreby CO₂ na vytvorenie 1 kg sušiny, teda pre obilniny 1,64 g CO₂ na 1 g 100% sušiny zrna a pre repku 2,831 g CO₂ na 1 g 100% sušiny semien.

Výpočet sekvestrovaného uhlíka v pôde

Celkové množstvo uhlíka uloženého/sekvestrovaného do pôdy (C_{seq}) sa vypočíta podľa rovnice:

$$C_{seq} = C_{CR} \times 1000 \times A_{t-lig}/100$$

kde C_{CR} je uhlík viazaný v pozberových zvyškoch získaný prepočtom z CO₂ viazaného v pozberových zvyškoch cez jeho molekulovú hmotnosť $C = CO_2 \times 0,2727$; 1000 je prepočet na kg, A_{t-lig} je podiel lignínu v %, ktorý zostane v pôde po 1 roku od zapracovania rastlinných zvyškov do pôdy; 100 je prepočet z percent.

Rozklad lignínu nemá lineárny charakter, nakoľko v prvých štádiách je jeho rýchlosť rozkladu vyššia kvôli kometabolizmu (Hall et al., 2020; Chen et al., 2024), avšak stále je natoľko stabilný, že ho v pôde zostáva značné množstvo aj po roku po zapracovaní rastlinných zvyškov. Bahri et al. (2006) uvádzajú, že po roku je v pôde ešte 56 – 71 % lignínu. Dynamiku rozkladu lignínu zo zvyškov kukurice sledovali na ornej pôde až po dobu 9 rokov. Dignac et al. (2005) tiež uvádzajú, že po 9 rokoch zmineralizovalo len 47 % lignínu. Kolobeh lignínu v ornici po premene trávneho ekosystému bol 5 – 23 rokov, ornice obrábanej pôdy 9 – 38 rokov. Značná časť lignínu v pôdach mierneho pásma sa dá zastabilizovať až na niekoľko desaťročí (Heim a Schmid, 2006). Zvýšenie sekvestrácie uhlíka je tak spojené s prítomnosťou lignínu (Tang et al., 2024). Barančíková et al. (2013) uvádzajú potenciál sekvestrácie pôdneho organického uhlíka 10 – 140 kg/ha/rok (<0,2 m) a pri zvýšených vstupoch uhlíka (intenzívnejšie scenáre) tento potenciál dosahuje až 110 – 490 kg/ha/rok (<0,3 m) (Koco et al.,

2022). Uvedené hodnoty predstavujú potenciál sekvestrácie namodelovaný prostredníctvom RothC modelu do hĺbky 0,2, resp. 0,3 m. Uvedené scenáre sa výrazne približujú reálnym hodnotám vypočítaným našou metodikou.

Pre aplikáciu na reálne podmienky je dané množstvo uhlíka (C_{seq}) prepočítané cez obsah ílu na konkrétnej parcele a klimatické parametre pre príslušný región. Obsah ílu je zakomponovaný v podobe Hassinkovej (1997) rovnice lineárnej regresie pre kapacitu saturácie organického uhlíka časticami do $<20 \mu\text{m}$ (y) (v LPIS SR ako hodnoty ílu):

$$y = 0,37 \times x + 4,09$$

kde, x je obsah častíc $<20 \mu\text{m}$. Teplota a zrážky sú do modelu zakomponované ako MT index:

$$MT = T \times \frac{M}{12} \times \frac{1}{3} \times \frac{1}{1000}$$

kde T je priemerná ročná teplota v $^{\circ}\text{C}$, M je úhrn zrážok za rok v mm, berie sa $1/3$ je redukcia vzťahujúca sa na evapotranspiráciu, 1000 je premena jednotiek, 12 je počet mesiacov.

Koncept saturácie pôdneho uhlíka naznačuje limit akumulácie organického uhlíka (SOC) v celej pôde, ktorý je určený inherentnými fyzikálno-chemickými vlastnosťami štyroch pôdnych uhlíkových skupín: nechránených, fyzikálne chránených, chemicky chránených a biochemicky chránených.

Vyhodnotenie množstva sekvestrovaného uhlíka v pôde

Hodnotenie sekvestrácie uhlíka (Tabuľka 3) bolo realizované na základe množstva sekvestrovaného uhlíka v kg/ha/rok. Hodnoty množstva sekvestrovaného uhlíka vypočítané nami navrhnutou metodikou zodpovedajú štúdiám Rothamsted Research (Poulton et al., 2017) či EPJ SOIL (Don et al., 2023). Výsledky potvrdzujú tiež len z časti dosiahnuteľné hodnoty iniciatívy "štyri časti na 1000 (4P1000)".

Tabuľka 3. Úrovně sekvestrácie uhlíka pre vybrané plodiny a pôdy v regiónoch Slovenska

<60	Extrémne nízka
60 – 135	Veľmi nízka
136 – 210	Nízka
211 – 285	Stredná
286 – 355	Vysoká
356 – 450	Veľmi vysoká
>450	Extrémne vysoká

Modelový príklad výpočtu

Modelová plodina repka olejka

Vychádzame z toho, že repku olejku pestujeme kvôli úrode semena. Agronóm dosiahol úrodu semien repky olejky 2,5 t/ha, takže úroda hlavného produktu je v tomto prípade 2,5 t/ha. Úroda vedľajšieho produktu bude 6,5 t/ha pri úrode semena 2,5 t/ha, pretože pomer hlavný produkt : vedľajší produkt v prípade repky olejky je 1 : 2,6. Úroda koreňov bude v tomto prípade 2,07 t/ha, pretože nadzemná biomasa/korene v prípade repky olejky je 4,35 : 1. Celková úroda dosiahnutých pozberových zvyškov pri úrode repky olejky 2,5 t/ha bude 8,57 t/ha.

Nadzemné zvyšky a koreňové zvyšky repky olejky vstupujú do pôdy v pomere 75,88 % nadzemných zvyškov a 24,12 % koreňových zvyškov. V nadzemných zvyškoch repky olejky je obsah lignínu 27,22 % a v koreňových zvyškoch 34,69 %. Reálne tak vstupuje do pôdy 29,02 % lignínu ($0,7588 \times 27,22\%$ pre nadzemné a $0,2412 \times 34,69\%$ pre koreňové zvyšky) pri danom zastúpení nadzemných a koreňových zvyškov. Rýchlostná konštanta pre lignín je $0,01 \text{ d}^{-1}$, čo po 365 dňoch predstavuje zostatok lignínu 0,754 % ($29,022 \times e^{-0,01 \times 365}$). Ak pri úrode hlavného produktu 2,5 t/ha je úroda zvyškov 8,570 t/ha a na vytvorenie 1 kg sušiny vegetatívnych častí repky olejky potrebuje rastlina prijať 2,831 kg CO₂, tak stiahnuté množstvo CO₂ predstavuje 24,262 t/ha ($8,570 \times 2,831 \text{ t/ha}$). CO₂ je potrebné prepočítať na C, teda hodnotu CO₂ 24,262 t/ha prenásoíme 0,2727 a získame množstvo čistého C 6,6162 t/ha ($C = CO_2 \times \left(\frac{12}{44}\right) \approx CO_2 \times 0,2727$). Túto hodnotu prenásoíme koeficientom 0,00754 (% lignínu 0,754/100) a získame množstvo uhlíka uloženého do pôdy 0,0499 t/ha, o ktoré sa zvýšila jeho pôvodná zásoba v pôde po roku od zapracovania rastlinných zvyškov, teda po premene na kilogramy 49,89 kg/ha/rok. Po aplikácii na konkrétnu parcelu, ktorá sa nachádza v klimatickom regióne s priemernou ročnou teplotou 10,4°C, ročným úhrnom zrážok 589 mm a obsahom ílu v pôde 35%, bude sa pri úrode repky olejky 2,5 t/ha sa sekvestrovať približne 145 kgC/ha/za rok, čo je nízka úroveň sekvestrácie uhlíka za rok.

Modelová plodina kukurica na siláž

Vychádzame z toho, že kukuricu na siláž pestujeme kvôli úrode nadzemnej fytomasy. Ak agronóm dosiahol úrodu fytomasy silážnej kukurice 35 t/ha, úroda hlavného produktu je v tomto prípade 35 t/ha. Úroda vedľajšieho produktu bude 0 t/ha (keďže vedľajší produkt v tomto prípade nie je, pretože nadzemná fytomasa je vlastne hlavný produkt pri silážnej kukurici). Iste, môže sa namietat' výška strniska po zbere fytomasy, avšak pri celkovej

sekvestrácii je to zanedbateľná časť. Úroda koreňov bude v tomto prípade 7,28 t/ha, pretože nadzemná biomasa/korene v prípade kukurice na siláž je 4,81 : 1. Celková úroda dosiahnutých pozberových zvyškov pri úrode silážnej kukurice 35 t/ha bude 7,28 t/ha. V prípade kukurice na siláž počítame s koreňovými zvyškami, ktoré vstupujú do pôdy ako 100 % pozberových zvyškov. V koreňových zvyškoch kukurice je obsah lignínu 26,14 %. Reálne tak vstupuje do pôdy 26,14 % lignínu ($0,2614 \times 100\%$ pre koreňové zvyšky). Rýchlostná konštanta pre lignín je $0,01 \text{ d}^{-1}$, čo po 365 dňoch predstavuje zostatok lignínu 0,679 % ($26,140 \times e^{-0,01 \times 365}$). Ak pri úrode hlavného produktu 35 t/ha je úroda zvyškov 7,277 t/ha a na vytvorenie 1 kg sušiny vegetatívnych častí kukurice rastlina potrebuje prijať 1,64 kg CO₂, tak stiahnuté množstvo CO₂ predstavuje 11,933 t/ha ($7,277 \times 1,64 \text{ t/ha}$). CO₂ je potrebné prepočítať na C, teda hodnotu CO₂ 11,933 t/ha pre násobíme 0,2727 a získame množstvo čistého C 3,254 t/ha ($C = CO_2 \times \left(\frac{12}{44}\right) \approx CO_2 \times 0,2727$). Túto hodnotu pre násobíme koeficientom 0,00679 (% lignínu 0,679/100) a získame množstvo uhlíka uloženého do pôdy 0,0221 t/ha, o ktoré sa zvýšila jeho pôvodná zásoba v pôde po roku od zapracovania rastlinných zvyškov, teda po premene na kilogramy 22,11 kg/ha. Po aplikácii na konkrétnu parcelu, ktorá sa nachádza v klimatickom regióne s priemernou ročnou teplotou 10,4 °C, ročným úhrnom zrážok 589 mm a obsahom ílu v pôde 35%, bude sa pri úrode kukurici na siláž 35 t/ha sa sekvestrovať približne 101 kgC/ha/za rok, čo je veľmi nízka úroveň sekvestrácie uhlíka za rok.

Referencie

- ALMENDROS, G. – GONZÁLEZ-PÉREZ, J.A. 2025. Soil organic carbon sequestration mechanisms and the chemical nature of soil organic matter – A review. In *Sustainability*, 17(15), ID 6689. <https://doi.org/10.3390/su17156689>
- BAHRI, H. – DIGNAC, M.-F. – RUMPEL, C. – RASSE, D.P. – CHENU, C. – MARIOTTI, A. 2006. Lignin turnover kinetics in an agricultural soil is monomer specific. In *Soil Biol. Biochem.*, 38(7), 1977-1988. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.01.003>
- BARANČÍKOVÁ, G. – MAKOVNÍKOVÁ, J. – SKALSKÝ, R. – TARASOVIČOVÁ, Z. – NOVÁKOVÁ, M. – HALÁS, J. – KOCO, Š. – GUTTEKOVÁ, M. 2013. Changes in organic carbon pool in agricultural soils and its different development in individual agro-climatic regions of Slovakia. In *Agriculture (Poľnohospodárstvo)*, 59(1), 9-20. <https://doi.org/10.2478/agri-2013-0002>

BELOSERSKI, A.N. – PROSKURJAKOW, N.I. – OPARIN, A.I. 1956. *Praktikum der Biochemie der Pflanzen*. Berlin : VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften.

BIELEK, P. – JURČOVÁ, O. 2010. *Metodika bilancie pôdnej organickej hmoty a stanovenia potreby organického hnojenia poľnohospodárskych pôd*. Bratislava: VUPOP, 145 s. ISBN 978-80-89128-80-8.

CARTLEDGE, O. – CONNOR, D. J. 1972. Field chamber measurements of community photosynthesis. In *Photosynthetica*, 6, 310-316.

COTRUFO, M.F. – WALLENSTEIN, M.D. – BOOT, C.M. – DENEFF, K. – PAUL, E. 2013. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? In *Global Chang. Biol.*, 19, 988-995. <https://doi.org/10.1111/gcb.12113>

DAS, A. – PURAKAYASTHA, T. J. – AHMED, N. – DAS, R. – BISWAS, S. – SHIVAY, Y. S. – SEHGAL, V. K. – RANI, K. – TRIVEDI, A. – TIGGA, P. – SAHOO, J. – CHAKRABORTY, R. – SEN, S. 2023. Influence of clay mineralogy on soil organic carbon stabilization under tropical climate, India. In *J. Soil Sci. Plant Nutr.*, 23, 1003-1018. <https://doi.org/10.1007/s42729-022-01099-x>

DIGNAC, M.F. – BAHRI, H. – RUMPEL, C. – RASSE, D.P. – BARDOUX, G. – BALESDENT, J. – GIRARDIN, C. – CHENU, C. – MARIOTTI, A. 2005. Carbon-13 natural abundance as a tool to study the dynamics of lignin monomers in soil: an appraisal at the Closeaux experimental field (France). In *Geoderma*, 128, 3-17. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.12.022>

DON, A. – SEIDEL, F. – LEIFELD, J. – KÄTTERER, T. – MARTIN, M. – PELLERIN, S. – EMDE, D. – SEITZ, D. – CHENU, C. 2023. Carbon sequestration in soils and climate change mitigation—Definitions and pitfalls. In *Global Chang. Biol.* 30, ID e16983. <https://doi.org/10.1111/gcb.16983>

FISCHER, R.A. 2015. Definitions and determination of crop yield, yield gaps, and of rates of change. In *Field Crops Res.*, 182, 9-18. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2014.12.006>

GEORGIOU, J.K. – ANGERS, D. – CHAMPINY, R.E. – COTRUFO, M.F. – CRAIG, M.E. – DOETTERL, S. – GRANDY, A.S. – LAVALLEE, J.M. – LIN, Y. – LUGATO, E. – POEPLAU, CH. – ROCCI, K.S. – SCHWEIZER, S.A. – SIX, J. – WIEDER, W.R. 2025. Soil carbon saturation: What do we really know? In *Global Change Biol.*, 31, ID e70197. <https://doi.org/10.1111/gcb.70197>

GEORGIOU, R.K. – JACKSON, R.B. – VINDUŠKOVÁ, O. – ABRAMOFF, R.Z. – AHLSTRÖM, A. – FENG, W. – HARDEN, J.W. – PELLEGRINI, A.F.A. – POLLEY, H.W. –

- SOONG, J.L. – RILEY, W.J. – TORN, M.S. 2022. Global stocks and capacity of mineral-associated soil organic carbon. In *Nat. Commun.*, 13, ID 3797. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-31540-9>
- HAIDER, K. – MARTIN, J.P. – RIETZ, E. 1977. Decomposition in soil of ^{14}C -labeled coumaryl alcohols; free and linked into dehydropolymer and plant lignins and model humic acids. In *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41, 556-562.
- HALL, S.J. – HUANG, W. – TIMOKHIN, V.I. – HAMMEL, K.E. 2020. Lignin lags, leads, or limits the decomposition of litter and soil organic carbon. In *Ecology*, 101(9), ID e03113. <https://doi.org/10.1002/ecy.3113>
- HASSINK, J. 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and particles. In *Plant Soil*, 191, 77-87. <https://doi.org/10.1023/A:1004213929699>
- HEIM, A. – SCHMIDT, M.W.I. 2007. Lignin turnover in arable soil and grassland analysed with two different labelling approaches. In *Eur. J. Soil Sci.*, 58, 599-608. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00848.x>
- CHEN, X. – NI, X. – ZHENG, G. – HU, M. – CHEN, H.Y.H. 2024. Changes in plant lignin components and microbial necromass matter with subtropical forest restoration In *Geoderma*, 445, ID 116875. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2024.116875>
- CHEN, Z. – MA, JU. – WANG, F. – MA, JI. – ZOU, P. – SUN, W. – YU, Q. – WANG, Q. 2025 Long-term phosphorus addition enhances the contributions of plant lignin and microbial necromass to soil organic carbon in a rice–wheat rotation. In *Appl. Soil Ecol.* 209, ID 106010. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2025.106010>
- IPCC. 2001. *Annex B – glossary of terms in climate change 2001: Impacts, adaptation, and vulnerability: Contribution of working group II to the third assessment report of the intergovernmental panel on climate Change*, vol. 2. Edinburg : Cambridge University Press. ISBN 0 521 01500 6. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/WGII_TAR_full_report-2.pdf
- JANSSON, C. – FAIOLA, C. – WINGLER, A. – ZHU, X-G. – KRAVCHENKO, A. – DE GRAAFF, M-A. – OGDEN, A.J. – HANDAKUMBURA, P.P. – WERNER, C. – BECKLES, D.M. 2021. Crops for carbon farming. In *Front. Plant Sci.* 12, ID 636709. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.636709>
- JURČOVÁ, O. – TORMA, S. 1998. *Metodika kvantifikácie živinového potenciálu rastlinných zvyškov*. VÚPU Bratislava, 25 s.
- KAISER, CH. – KILBURN, M.R. – CLODE, P.L. – FUCHSLUEGER, L. – KORANDA, M. – CLIFF, J.B. – SOLAIMAN, Z.M. – MURPHY, D.V. 2015. Exploring the transfer of recent

plant photosynthates to soil microbes: mycorrhizal pathway vs direct root exudation. In *New Phytologist*, 205, 1537-1551. <https://doi.org/10.1111/nph.13138>

KOCO, Š. – SKALSKÝ, R. – BARANČÍKOVÁ, G. – BEZÁK, P. 2022. National contribution of Slovakia to the global soil organic carbon sequestration potential map. In *Pedosphere Research*, 2(2), 63-73. <https://doi.org/10.64122/j.pedosres.2022.02.05>

LAL, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. In *Geoderma*, 123, 1-22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>

LAL, R. 2004a. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. In *Science*, 304, ID 1623. <https://doi.org/10.1126/science.1097396>

LAL, R. 2005. World crop residues production and implications of its use as a biofuel. In *Environ. Int.*, 31(4), 575-584. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.09.005>

LIU, Y. – LI, W. – MENG, H. – XU, Q. – SUN, L. – ZHANG, L. – BA, Q. – LIU, X. – LIU, CH. – JIANG, L. 2025. Contributions of microbial necromass and plant lignin to soil organic carbon stock in a paddy field under simulated conditions of long-term elevated CO₂ and warming In *Soil Biol. Biochem.* 201, ID 109649. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2024.109649>

MA, T. – ZHU, S.S – WANG, Z.H. – CHEN, D.M – DAI, G.H. - FENG, B.W. – SU, X.Y. – HU, H.F. – LI, K.H. – HAN, W.X. – LIANG, C. – BAI, Y.F. – FENG, X.J. 2018. Divergent accumulation of microbial necromass and plant lignin components in grassland soils. In *Nat. Commun.*, 9, ID 3480. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-05891-1>

MA, Y. – WOOLF, D. – FAN, M. – QIAO, L. – LI, R. – LEHMANN, J. 2023. Global crop production increase by soil organic carbon. In *Nat. Geosci.*, 16, 1159-1165. <https://doi.org/10.1038/s41561-023-01302-3>

MCGILL, W. B. – PAUL, E. A. 2007. Carbon turnover and dynamics. In *Paul, E.A. (Eds.): Soil microbiology, ecology, and biochemistry*, pp. 349-374. Academic Press.

MOLINA, J.A.E. – CLAP, C.E. – SHAFFER, M.J. – CHICHESTER F.W. – LASRON, W.S. 1983. NCSOIL, A model of nitrogen and carbon transformation in soil: Description, calibration and behavior. In *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47, 85-91.

NÁTR L. 2006. Je Země také skleník? In *Země jako skleník (Proč se bát CO₂?)*. Praha, Academia – edícia Průhledy, s. 51-52. ISBN 80-200-1362-8.

OLDFIELD, E.E. – BRADFORD, M.A. – AUGARTEN, A.J. – COOLEY, E.T. – RADATZ, A.M. – RADATZ, T. – RUARK, M.D. 2022. Positive associations of soil organic matter and crop yields across a regional network of working farms. In *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 86, 384-397. <https://doi.org/10.1002/saj2.20349>

- OLSON, K.R. – AL-KAISI, M.M. – LAL, R. – LOWERY, B. 2014. Experimental consideration, treatments, and methods in determining soil organic carbon sequestration rates. In *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 78(2), 348-360. <https://doi.org/10.2136/sssaj2013.09.0412>
- PAUL, E.A. – CLARK, F.E. 1989. *Soil microbiology and biochemistry*. San Diego, California : Academic Press, pp. 1-10. ISBN 978-0-12-546805-3. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-546805-3.50004-7>
- PAUSTIAN, K. – LARSON, E. – KENT, J. – MARX, E. – SWAN, A. 2019 Soil C Sequestration as a Biological Negative Emission Strategy. In *Front. Clim.* 1, 8. <https://doi.org/10.3389/fclim.2019.00008>
- PAUSTIAN, K. – ANDRÉN, O. – JANZEN, H.H. - LAI, R. – SMITH, P. – TIAN, G. – TIESSEN, H. - VAN NOORDWIJK, M. – WOORNER, P.L. 1997. Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. In *Soil Use Manage.* 3, 229-304. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1997.tb00594.x>
- POULTON, P. – JOHNSTON, J. – MACDONALD, A. – WHITE, R. – POWLSON, D. 2017. Major limitations to achieving “4 per 1000” increases in soil organic carbon stock in temperate regions: Evidence from long-term experiments at Rothamsted Research, United Kingdom. In *Global Chang. Biol.*, 24, 2563-2584. <https://doi.org/10.1111/gcb.14066>
- PUGET, P. – DRINKWATER, L.E. 2001. Short-term dynamics of root-and shoot-derived carbon from a leguminous green manure. In *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65, 771-779. <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.653771x>
- RASSE, D.P. – RUMPEL, C.R. – DIGNAC, M.F. 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. In *Plant Soil*, 269, 341-356. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0907-y>
- SIX, J. – CONANT, R.T. – PAUL, E.A. – PAUSTIAN, K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. In *Plant Soil*, 241, 155-176. <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>
- TOBIAŠOVÁ, E. – BARANČÍKOVÁ, G. 2023. *Modely bilancie pôdnej organickej hmoty*. Nitra : SPU, 101 s. ISBN 978-80-552-2636-1.
- TOBIAŠOVÁ, E. 2001. *Transformácia pozberových zvyškov rastlín v rôznych pôdnych typoch : doktorská dizertačná práca*. Nitra, Nitra : SPU, Agronomická fakulta, 115 s.
- TANG, Q. – LI, W. – DAI, W. – WANG, J. – ZHANG, F. – DANIELL, T.J. – CHENG, Y. – WANG, S. – YIN, W. – WANG, X. 2024. Patterns and determinants of microbial- and plant-derived carbon contributions to soil organic carbon in tea plantation chronosequence. In *Plant Soil*, 505, 811-825. <https://doi.org/10.1007/s11104-024-06712-9>

- TORMA, S. – VILČEK, J. 2016. Rastlinné zvyšky poľnohospodárskych plodín po zbere úrody – zdroj organickej hmoty. In *Agromanuál*. 11. <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/vyziva-a-stimulace/rastlinne-zvysky-polnohospodarskych-plodin-po-zbere-urody-zdroj-organickej-hmoty>
- TORMA, S. – VILČEK, J. 2017. Rastlinné zvyšky poľnohospodárskych plodín po zbere úrody – zdroj organickej hmoty a živín In *Agroporadenstvo*. 5. <https://www.agroporadenstvo.sk/nove-poznatky-poda?article=982>
- VAN VEEN, J.A. – PAUL, E.A. 1981. Organic carbon dynamics in grassland soils. 1. Background information and computer simulation. In *Can. J. Soil Sci.*, 61, 185-201. <https://api.mountainscholar.org/server/api/core/bitstreams/898fa5b2-e3c0-4c6b-81ee-e0249697c73a/content>
- VYHLÁŠKA MP A RV SR č. 151/2016 Z. z. ktorou sa ustanovujú podrobnosti o agrochemickom skúšaní pôd a o skladovaní a používaní hnojív. <https://www.slovlex.sk/pravne-predpisy/SK/ZZ/2016/151/>
- WATANABE, I. 1976. Transformation factor from CO₂ net assimilation to dry matter in crop plants. In *Jpn. Agric. Res. Q.*, 10(3), 114-118.
- YANNI, S.F. – WHALEN, J.K. – SIMPSON, M.J. – JANZEN, H.H. 2011. Plant lignin and nitrogen contents control carbon dioxide production and nitrogen mineralization in soils incubated with Bt and non-Bt corn residues. In *Soil Biol. Biochem.*, 43, 63-69. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.09.012>
- ZHANG, Y. – LI, P. – LIU, X. – XIAO, L. – LI, T. – WANG, D. 2022. The response of soil organic carbon to climate and soil texture in China. In *Front. Earth Sci.*, 16(4), 835-845. <https://doi.org/10.1007/s11707-021-0940-7>
- CIAT, WLE a GIZ, 2026. *Soil Organic Carbon App*. Colombo: CGIAR, 2021. Dostupné na: <https://archive.iwmi.org/wle/solutions/soil-organic-carbon-app/>. [zobrazené 2026-07-02]
- FAO, 2026. *EX-Ante Carbon-balance Tool (EX-ACT)*. Aktualizované: 24.2.2011. Dostupné na: https://www.fao.org/fileadmin/templates/ex_act/pdf/Technical_guidelines/EX-ACT-technical_guidelines_V4.pdf [zobrazené 2026-07-02]
- ISPH, 2026. *Carbon Sequestration Potential Calculator*. Aktualizované: 6.4.2026. Dostupné na: <https://sciph.info/isph-calculators/carbon-sequestration-potential-calculator/> [zobrazené 2026-07-02]
- WKC GROUP, 2024. *Biological Carbon Sequestration Calculator*. Aktualizované: 16.2.2024. Dostupné na: <https://www.wkcgroup.com/tools-room/carbon-sequestration-calculator/> [zobrazené 2026-07-02]



Tento projekt je financovaný Európskou úniou (NextGenerationEU) prostredníctvom Plánu obnovy a odolnosti SR v rámci projektu č. 17I04-04-V05-00011

This project is funded by the European Union (NextGenerationEU) through the Recovery and Resilience Plan for Slovakia under the project No. 17I04-04-V05-00011 .



Financované
Európskou úniou
NextGenerationEU

PLÁN [OBNOVY]



MINISTERSTVO
INVESTÍCIÍ, REGIONÁLNEHO ROZVOJA
A INFORMATIZÁCIE
SLOVENSKEJ REPUBLIKY



SPU
Slovenská
poľnohospodárska
univerzita v Nitre



SPU·FAPZ
Fakulta agrobiológie
a potravinových
zdrojov

Experimentálny vývoj digitálnej platformy pre presné
poľnohospodárstvo

Kód Projektu: 17I04-04-V05-00011

Je hradené z mechanizmu Plánu obnovy a odolnosti
Slovenskej republiky



Nitra 2026