

Monitoring hodnoty pôdnej reakcie kambizemí v poľnohospodárskych pôdach Slovenska

Monitoring of soil pH value on Cambisols in Slovakia

Jarmila Makovníková

Current state and development of pH value are presented in this contribution. Direct indicators of acidification have been monitored in soil monitoring network where Cambisols in various climatic regions of Slovakia are included. The soil monitoring in Slovakia is carried out on 5 years repetitions. The highest average pH/H₂O value (5th monitoring cycle) in the depth of 0–0.10 m (6.10) and in the depth of 0.35–0.45 m (6.44) was measured in Cambisols on flysch group (used as arable land). The lowest average pH/H₂O value at the depth of 0–0.10 m (4.91) and in the depth of 0.35–0.45 m (5.16) was determined in the Cambisols on crystalline rocks group. On the basis of obtained results it may be said that a decrease of average of active pH value (compared to 1993) in all groups of Cambisols was recorded at the depth of 0–0.1 m in the 5th monitoring cycle (sampling in 2013). However, the changes in pH/H₂O values between 2013 and 1993 years were not statistically significant according to t-parameter of Student test. Potential risk of acidification was expressed by negative correlation ($r = -0.84$) of pH/H₂O and active aluminium content. Active Al content was in the range 0.10–308.00 mg.kg⁻¹ at the depth of 0–0.10 m and in the range 0.10–337.00 mg.kg⁻¹ in the depth 0.35–0.45 m.

soil monitoring, Cambisols, soil acidification, active aluminium, Slovakia

Optimálna hodnota pôdnej reakcie patrí ku kľúčovým aspektom pri hodnotení ekosystémových služieb plynúcich z prírodných kapitálových zásob naplňajúcich ľudské potreby (21, 22) a je základným predpokladom udržateľného poľnohospodárstva, v ktorom pôda plní všetky svoje funkcie a služby v optimálnom rozsahu pri konkrétnom spôsobe jej využitia. Hodnota pôdnej reakcie vstupuje ako indikátor do hodnotenia produkčných služieb ako aj regulačných služieb, ktoré poskytuje agroekosystém. Pôdna reakcia indikuje acido-bázické reakcie v pôde a je výsledkom celkovej bilancie iónov v pôdnom roztoku. Pôdna acidita ovplyvňuje rast a činnosť koreňového

systému rastlín, ovplyvňuje skladbu druhového zloženia makro a mikrofauny v ekosystéme a podmieňuje úrody rastlín. Pôdna acidita determinuje aj prijateľnosť živín rastlinami (13), mobilitu Al, Mn a ťažkých kovov (5, 14, 15, 16, 17), ako aj viaceré fyzikálno-chemické vlastnosti pôdy (sorpčnú kapacitu, katiónovú a aniónovú výmennú kapacitu). Celý systém biochemických reakcií vo vzťahu pôda/rastlina, regulovaný enzýmami, je ovplyvnený aj hodnotou pH. Acidifikácia, negatívny proces okyslenia pôdy, predstavuje jeden zo závažných procesov chemickej degradácie, ktorý priamo aj nepriamo ovplyvňuje chemické procesy v pôde. Kyslosť pôdy je charakterizovaná nenasýtenosťou sorpčného komplexu, t. j. väčšinou výmenným zastúpením H⁺ a Al³⁺ iónov a prítomnosťou voľných H⁺ a Al³⁺ iónov v pôdnom roztoku. Stupeň ionizácie a disociácie iónov H⁺ v pôdnom roztoku určuje povahu pôdnej kyslosti. Aktuálna acidifikácia je výsledkom odosu katiónov a potenciálnym zachytávaním aniónov (2) a vo všeobecnosti je ovplyvnená narušením kolobehu prvkov v ekosystéme. Schopnosť agroekosystému vyrovnať sa s prirodzenou i antropogénnou acidifikáciou je daná kapacitou a potenciálom pufráčnej funkcie pôdy, ktorá je podmienená funkčnými pufráčnymi systémami (1). Práve pufráčna funkcia pôdy odráža stupeň rezistencie pôdy voči acidifikácii. V pôdach Slovenska sú dominantné tri pufráče systémy, systém karbonátov, pufráči systém silikátov až výmenných katiónov a pufráči systém hliníka (25, 10). V rámci týchto systémov pôsobí pôdna organická hmota ako samostatný pufráči agens, pričom jej pufráčne vlastnosti sú determinované predovšetkým kvalitou humusotvorného materiálu. Pri zaťažení pôdy kyslými depozitmi, ak dochádza k prekročeniu špecifickej pufráči kapacity daného pufráči systému, pôda sa okysľuje a degraduje do iného pufráči systému.

Acidifikácia je vratným procesom, dôsledky acidifikácie v agroekosystéme sú nevrátne. Acidifikácia pôd patrí podľa zákona 220/2004 (26) k degradačným procesom a každý vlastník poľnohospodárskej pôdy je povinný vykonávať agrotechnické opatrenia zamerané na zachovanie kvality pôdy a ochranu pred jej poškodením a degradáciou.

Degradačný proces acidifikácie a jeho priamy alebo nepriamy vplyv na plnenie ekosystémových služieb je uvedený v tabuľke 1 (3, 24).

Degradačný proces acidifikácie pôd je determinovaný priamymi a nepriamymi indikátormi, vonkajšími faktormi – faktormi stanovišťa ako aj agroekonomickými indikátormi (napr. aplikácia vápenatých hmôt do pôdy). Priamym indikátorom stavu acidifikácie pôdy je hodnota pôdnej reakcie ako faktor intenzity (analytické stanovenie pôdnej reakcie ako relatívne dynamického parametra priamo indikuje stav a vývoj procesu acidifikácie) ako aj pomer ekvivalentných množstiev výmenných katiónov Al³⁺/Ca²⁺ (4) v sorpčnom komplexe pôdy, ktorý indikuje stupeň degradácie

Tabuľka 1: Priamy a nepriamy vplyv acidifikácie na plnenie ekosystémových služieb

Table 1: Direct and indirect effect of acidification on agroecosystem services

| Degradačný proces (1) | Vplyv (2) | Ekosystémové služby (3) | | | Podporné procesy (4) |
|-----------------------|---------------|-------------------------|---------------|--------------|----------------------|
| | | zásobovacie (5) | regulačné (6) | kultúrne (7) | |
| Acidifikácia (8) | priamy (9) | x | x | | |
| | nepriamy (10) | | | | x |

(1) degradation process, (2) effect, (3) ecosystem services, (4) support processes, (5) supply services, (6) regulatory services, (7) cultural services, (8) acidification, (9) direct, (10) indirect

pôdy. Trvalo udržateľné využívanie pôdy je podmienené pôdno-ekologickými podmienkami v kontexte s optimálne zvoleným obhospodarovaním pôdy, elimináciou prípadne minimalizáciou negatívnych zmien a negatívnych trendov vývoja pôdneho systému ako celku, čo vyžaduje permanentné monitorovanie pôdných charakteristík indikujúcich degradačné tendencie pôd (8, 16, 17, 18, 20).

Materiál a metódy

V pôdných vzorkách základnej siete ČMS-P odobraných v 5. (rok 2013) odberom cykle z monitorovacích lokalít jednotlivých skupín pôd kambizemí ($n = 76$) bola stanovená aktívna pôdna reakcia, výmenná pôdna reakcia (v KCl a roztokom neutrálnej soli CaCl_2) potenciometricky, obsah výmenných bázických kationov (11). Vo vzorkách s hodnotou pH v KCl nižšou ako 6,0 bol stanovený aktívny Al podľa Sokolova (11). Štatistické spracovanie a vyhodnotenie výsledkov bolo realizované v programe STATGRAPHICS 5.0.

Výsledky a diskusia

Hodnoty pôdnej reakcie v sledovaných skupinách pôd z hľadiska zachovania predpokladov štatistického hodnotenia vyhovovali podmienkam normality rozdelenia jednotlivých súborov, pôdnu reakciu sme preto charakterizovali popisovou štatistikou normálneho rozdelenia (priemer, minimálna a maximálna hodnota). Skupiny pôd kambizeme na karbonátových substrátoch-OP, boli pre nízku početnosť súboru hodnotené len parametrami minimálnej a maximálnej hodnoty. Profilový priebeh hodnôt aktívnej a výmennej pôdnej reakcie v 4. odberovom cykle uvádza tabuľka 2.

Z pohľadu stability pôdneho ekosystému možno kambizeme, predovšetkým kambizeme kyslé, zaradiť k labilným pôdnym systémom. V morfogeneticky príbuzných skupinách pôd s odlišným spôsobom využívania bola vyššia

priemerná hodnota pôdnej reakcie stanovená v skupine orných pôd, kde je možné predpokladať aj vplyv agrotechnických opatrení na úpravu pôdnej reakcie. V skupine pôd využívaných ako trvalý trávny porast sa na acidifikácii podieľajú aj kyslé koreňové výlučky trávneho porastu, hodnoty aktívnej pôdnej reakcie sa pohybujú v kyslej až slabo kyslej oblasti s výnimkou kambizemí na karbonátových substrátoch (tab. 2). Rozdiely priemernej hodnoty aktívnej pôdnej reakcie v morfogeneticky príbuzných skupinách pôd sa pohybujú od 0,61 jednotiek (kambizeme na vulkanitoch) po 0,97 jednotiek (kambizeme na flyši). Hodnoty pôdnej reakcie v silne kyslej oblasti až kyslej oblasti výrazne zhoršujú kvalitu týchto pôd, poukazujú na prítomnosť výmenného hliníka, nízku nasýtenosť sorpčného komplexu bázami a potenciálne vyšší obsah biopristupných kontaminantov, ktorých prístupnosť je v prevažnej miere riadená hodnotou pôdnej reakcie (19).

Sorpčná schopnosť pôdy ako aj zloženie výmenných kationov v pôde sú výsledkom priebehu pôdotvorného procesu v kontexte s klimatickými podmienkami a sú ovplyvňované využívaním pôdy ako aj agrotechnickými vstupmi do pôdy. Zloženie a kvalita sorpčného komplexu spolu s obsahom a kvalitou organickej hmoty v pôde patria k priamym indikátormi kvality pôdy (7, 20). Kvalitatívne a kvantitatívne zloženie výmenných kationov v sorpčnom komplexe pôdy je uvedené v tabuľke 3A a 3B. Pôdy s prevahou výmenného Ca^{2+} a Mg^{2+} majú optimálnu chemickú dynamiku a neutrálnu pôdnu reakciu, humusové látky sú nasýtené Ca^{2+} , v dôsledku čoho sa vytvára drobnohrudkovitá štruktúra. Pôdy s vysokým obsahom výmenného H^+ a Al^{3+} sú sorpčne nenasýtené s prevažne nenasýteným humusom, kyslou pôdnu reakciu a málo stabilnou štruktúrou (6).

Pre hodnotené skupiny pôd je typická jednostranná minerálna bohatosť a vysoký obsah Ca a Mg oproti K. Hodnoty pomeru $\text{Ca}^{2+} : \text{Mg}^{2+}$ sa v skupinách využívaných ako orné pôdy pohybujú od 2,26 : 1 po 27,89 : 1 (tab. 3B).

Tabuľka 2: Hodnoty pH v H_2O , KCl a CaCl_2 v kambizemiach (rok 2013)

Table 2: pH values in H_2O , KCl and CaCl_2 in Cambisols (2013 year)

| Pôdy (1) | Druh pozemku (2) | Hĺbka odberu pôdnej vzorky (cm) (3) | pH v H_2O | | | pH v KCl | | | pH v CaCl_2 | | |
|---|------------------|-------------------------------------|---------------------------|----------------|---------|----------------|----------------|---------|----------------------|----------------|---------|
| | | | x_{\min} (4) | x_{\max} (5) | x (6) | x_{\min} (4) | x_{\max} (5) | x (6) | x_{\min} (4) | x_{\max} (5) | x (6) |
| Kambizeme na vulkanitoch (7) | TTP (11) | 0–10 | 4,89 | 6,17 | 5,29 | 3,64 | 5,44 | 4,35 | 4,06 | 5,66 | 4,69 |
| | | 35–45 | 5,02 | 6,53 | 5,70 | 3,78 | 5,50 | 4,33 | 4,37 | 6,19 | 4,99 |
| | OP (12) | 0–10 | 5,55 | 6,17 | 5,90 | 4,52 | 5,18 | 5,04 | 4,78 | 5,61 | 5,33 |
| | | 35–45 | 6,32 | 6,58 | 6,47 | 5,13 | 5,44 | 5,31 | 5,80 | 6,30 | 6,07 |
| Kambizeme na flyši (8) | TTP | 0–10 | 4,16 | 6,28 | 5,13 | 3,44 | 5,84 | 4,37 | 3,77 | 6,00 | 4,74 |
| | | 35–45 | 4,20 | 7,34 | 5,42 | 3,37 | 6,97 | 4,47 | 3,55 | 7,20 | 4,91 |
| | OP | 0–10 | 4,68 | 7,17 | 6,10 | 3,95 | 6,88 | 5,49 | 4,29 | 6,92 | 5,81 |
| | | 35–45 | 5,50 | 7,40 | 6,44 | 4,34 | 7,06 | 5,55 | 5,00 | 7,10 | 6,04 |
| Kambizeme na kyslých substrátoch (9) | TTP | 0–10 | 4,08 | 5,74 | 4,91 | 2,98 | 4,95 | 3,95 | 3,64 | 5,43 | 4,34 |
| | | 35–45 | 4,50 | 5,90 | 5,16 | 3,45 | 4,92 | 3,97 | 3,97 | 5,56 | 4,66 |
| | OP | 0–10 | 5,09 | 6,98 | 5,87 | 4,26 | 6,70 | 5,29 | 4,81 | 6,78 | 5,86 |
| | | 35–45 | 5,03 | 7,82 | 5,96 | 4,04 | 7,55 | 5,06 | 4,73 | 7,70 | 5,72 |
| Kambizeme na karbonát. substrátoch (10) | TTP | 0–10 | 3,80 | 6,85 | 5,88 | 3,34 | 6,70 | 5,56 | 3,40 | 6,72 | 5,76 |
| | | 35–45 | 4,06 | 7,44 | 6,39 | 3,90 | 7,28 | 6,08 | 3,98 | 7,47 | 6,30 |
| | OP | 0–10 | 5,94 | 6,98 | - | 4,76 | 6,90 | - | 5,66 | 6,94 | - |
| | | 35–45 | 4,38 | 7,27 | - | 3,15 | 6,98 | - | 4,01 | 7,25 | - |

(1) soils, (2) land use, (3) depth of sampling soil in cm, (4) minimum, (5) maximum, (6) average, (7) Cambisols on volcanic rocks, (8) Cambisols on flysch, (9) Cambisols on crystalline rocks, (10) Cambisols on carbonateous rocks, (11) grassland, (12) arbale land

Tabuľka 3A: Hodnoty výmenných katiónov (Na⁺, K⁺, Ca²⁺) v kambizemiach v hĺbke 0 – 0,1 m (rok 2013)

Table 3A: Exchangeable cations (Na⁺, K⁺, Ca²⁺) in Cambisols at a depth of 0–0.1 m (year 2013)

| Pôdy (1) | Druh pozemku (2) | Na (cmol (p ⁺).kg ⁻¹) | | | K (cmol (p ⁺).kg ⁻¹) | | | Ca (cmol (p ⁺).kg ⁻¹) | | |
|--|------------------|---|----------------------|-------|--|----------------------|-------|---|----------------------|--------|
| | | x _{min} (3) | x _{max} (4) | x (5) | x _{min} (3) | x _{max} (4) | x (5) | x _{min} (3) | x _{max} (4) | x (5) |
| Kambizeme na vulkanitoch (6) | OP (10) | 0,020 | 0,0210 | 0,205 | 0,220 | 1,010 | 0,700 | 8,330 | 19,000 | 14,310 |
| | TTP (11) | 0,021 | 0,204 | 0,071 | 0,012 | 1,380 | 0,330 | 5,250 | 28,400 | 13,530 |
| Kambizeme na flyši (7) | TTP | 0,020 | 0,950 | 0,230 | 0,210 | 2,900 | 0,716 | 7,530 | 32,400 | 15,418 |
| | OP | 0,010 | 0,960 | 0,240 | 0,200 | 1,710 | 0,690 | 5,300 | 27,700 | 16,234 |
| Kambizeme na kyslých substrátoch (8) | TTP | 0,010 | 0,600 | 0,120 | 0,085 | 1,280 | 0,307 | 3,440 | 21,000 | 10,955 |
| | OP | 0,010 | 0,420 | 0,090 | 0,410 | 2,160 | 1,014 | 4,300 | 11,940 | 8,700 |
| Kambizeme na karbonát. substrátoch (9) | TTP | 0,030 | 0,570 | 0,160 | 0,300 | 1,300 | 0,785 | 10,900 | 35,400 | 20,911 |
| | OP | 0,020 | 0,070 | – | 0,420 | 1,050 | – | 6,320 | 6,500 | – |

(1) soils, (2) land use, (3) minimum, (4) maximum, (5) average, (6) Cambisols on volcanic rocks, (7) Cambisols on flysch, (8) Cambisols on crystalline rocks, (9) Cambisols on carbonateous rocks, (10) grassland, (11) arbale land

Tabuľka 3B: Hodnoty výmenných katiónov (Mg²⁺, Ca²⁺/Mg²⁺) v kambizemiach v hĺbke 0 – 0,1 m (rok 2013)

Table 3B: Exchangeable cations (Mg²⁺, Ca²⁺/Mg²⁺) in Cambisols at a depth of 0–0.1 m (year 2013)

| Pôdy (1) | Druh pozemku (2) | Mg (cmol (p ⁺).kg ⁻¹) | | | Ca ²⁺ /Mg ²⁺ | | |
|--|------------------|---|----------------------|-------|------------------------------------|----------------------|--------|
| | | x _{min} (3) | x _{max} (4) | x (5) | x _{min} (3) | x _{max} (4) | x (5) |
| Kambizeme na vulkanitoch (6) | OP | 1,770 | 2,610 | 2,240 | 4,706 | 8,341 | 6,300 |
| | TTP | 1,230 | 6,340 | 3,320 | 2,821 | 7,181 | 4,530 |
| Kambizeme na flyši (7) | TTP | 0,660 | 0,660 | 9,140 | 2,550 | 12,580 | 6,473 |
| | OP | 0,870 | 0,870 | 5,070 | 2,950 | 27,70 | 8,617 |
| Kambizeme na kyslých substrátoch (8) | TTP | 0,260 | 3,940 | 1,468 | 4,120 | 17,270 | 9,340 |
| | OP | 0,870 | 3,150 | 1,689 | 2,850 | 8,840 | 5,539 |
| Kambizeme na karbonátových substrátoch (9) | TTP | 0,550 | 3,320 | 1,673 | 10,660 | 27,890 | 20,155 |
| | OP | 2,800 | 4,090 | – | 2,260 | 4,120 | – |

(1) soils, (2) land use, (3) minimum, (4) maximum, (5) average, (6) Cambisols on volcanic rocks, (7) Cambisols on flysch, (8) Cambisols on crystalline rocks, (9) Cambisols on carbonateous rocks, (10) grassland, (11) arbale land

Okrem priestorových zmien v profile boli sledované aj časové zmeny pôdnej reakcie na lokalitách s uskutočneným odberom vo všetkých štyroch odberových rokoch. Priemerné hodnoty aktívnej pôdnej reakcie v skupinách kambizemí v jednotlivých cykloch monitoringu pôd, kde sa uskutočnil odber vo všetkých odberových rokoch, sú uvedené na obr. 1.

V piatom monitorovacom cykle (odberový rok 2013) bolo zaznamenané v hĺbke 0–0,1 m zníženie priemernej hodnoty aktívnej pôdnej reakcie (v porovnaní s rokom 1993) vo všetkých skupinách kambizemí. Pokles hodnoty aktívnej pôdnej reakcie (porovnanie rokov 2013 a 1993) bol najvýraznejší v skupine kambizeme na vulkanitoch (-0,80 jednotiek), kambizeme na kyslých substrátoch využívané ako trávny porast (-0,72 jednotiek), nasleduje skupina kambizeme na karbonátových substrátoch, využívané ako orné pôdy (-0,71 jednotiek) a skupina kambizeme na flyši, využívaná ako trávny porast (-0,63 jednotiek). Je to veľmi znepokojivý trend, keďže kambizeme sú naše najčastejšie poľnohospodársky využívané pôdy, avšak z pohľadu stability pôdneho ekosystému patria kambize-

me, predovšetkým kambizeme kyslé, k labilným pôdnym systémom.

Preukaznosť zmien medzi prvým a piatym cyklom v hodnotených skupinách štatisticky hodnotí Studentov *t*-test pre párované hodnoty (tab. 4). K štatisticky preukazným zmenám priameho indikátora acidifikácie v hodnotených skupinách pôd nedošlo.

Trend znižovania hodnôt pôdnej reakcie v skupinách pôd s hodnotou pôdnej reakcie v slabo kyslej a kyslej oblasti je nepriaznivý predovšetkým v súvislosti s vysokou mierou zápornej korelácie medzi hodnotami pôdnej reakcie a obsahom aktívneho hliníka ($r = -0,84$) (8, 12, 16, 17, 18, 23). Rozpustnosť rôznych foriem hliníka je primárne podmienená hodnotami práve pôdnej reakcie, pričom dominantnou toxickou formou hliníka je mobilný hliník, voľné katióny Al³⁺ a hydrolytické ióny hliníka Al(H₂O)₆³⁺. S rastúcou hodnotou pH sa strácajú H₂O skupiny a vzniká hydroxid hlinitý, ktorý je potenciálne nerozpustný.

Voľné katióny hliníka v pôde patria k významným faktorom obmedzujúcim rast kultúrnych plodín na pôdach so slabo kyslou až kyslou hodnotou pôdnej reakcie (9).

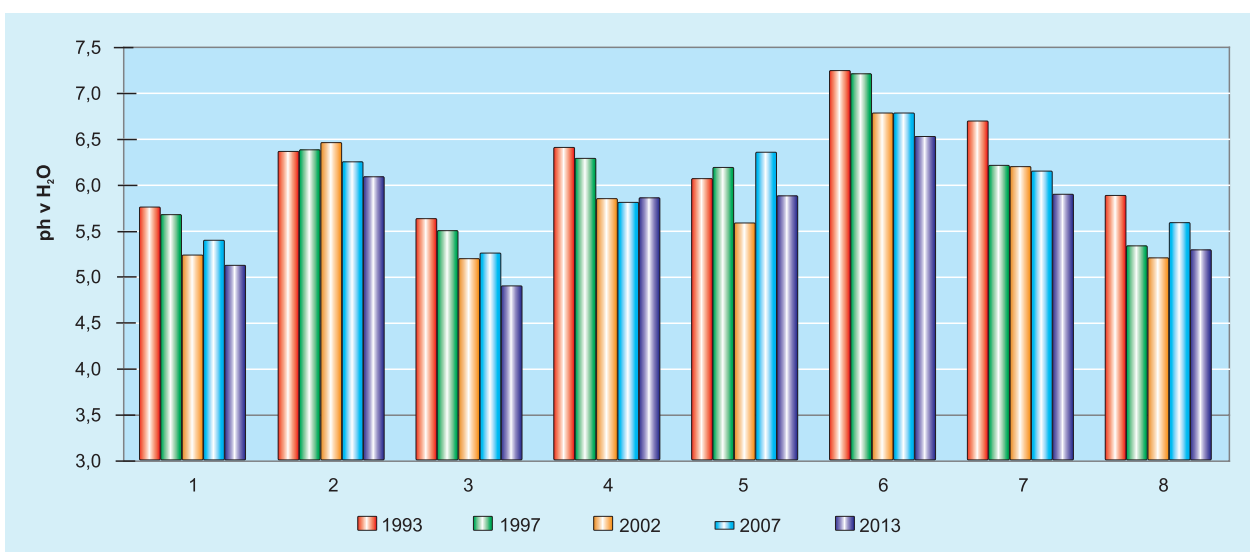
Tabuľka 4: Studentov test pre párované hodnoty pH v H₂O v hĺbke 0 – 0,1 m (porovnanie rokov 1993 a 2013)

Table 4: Student's test for pH-value (pairing) in H₂O at a depth of 0–0.1 m (comparison of years 1993 and 2013)

| Pôdy (1) | 1 (2) | 2 (3) | 3 (4) | 4 (5) | 5 (6) | 6 (7) | 7 (8) |
|---------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| f-hodnota (9) | 0,002 | 0,064 | 0,001 | 0,001 | 0,077 | 0,017 | 0,296 |

(1) soils, (2) Cambisols on flysch-grassland, (3) Cambisols on flysch-arable land, (4) Cambisols on crystalline rocks-grassland, (5) Cambisols on crystalline rocks-arable land, (6) Cambisols on carbonateous rocks-grassland, (7) Cambisols on volcanic rocks–arable land, (8) Cambisols on volcanic rocks-grassland, (9) f-value

Obrázok 1: Hodnoty pH v H₂O v kambizemiach v rokoch 1993, 1997, 2002, 2007 a 2013 (hĺbka 0 – 0,1 m)
Figure 1: pH values in Cambisols in years 1993, 1997, 2002, 2007 and 2013 (depth 0–0.1 m)



(1) Cambisols on flysch-grassland, (2) Cambisols on flysch-arable land, (3) Cambisols on crystalline rocks-grassland, (4) Cambisols on crystalline rocks-arable land, (5) Cambisols on carbonateous rocks-grassland, (6) Cambisols on carbonateous rocks-arable land, (7) Cambisols on volcanic rocks-arable land, (8) Cambisols on volcanic rocks-grassland

K typickým príznakom hliníkovej toxicity patrí redukcia dĺžky koreňov spojená so znížením absorpcie živín a vody, odumieranie koreňového meristému, redukcia príjmu vápnika a horčíka vplyvom kompetitívnej inhibície, redukcia príjmu dusíka ako aj zníženie metabolizmu železa inhibíciou redukcie trojmocného železa na dvojmocné. Toxicita voľných kationtov hliníka má negatívny vplyv na celkový zdravotný stav rastlín.

Vychádzajúc z parametrov rozpustnosti hliníka, aktívny Al bol nameraný len v skupinách pôd s hodnotami pH/KCl <6 (tab. 5 A, B).

Vysoké hodnoty aktívneho hliníka stanovené na orných pôdach môžu výrazne inhibovať vývin pestovaných kultúrnych plodín ako aj následne kontaminovať potravinový reťazec.

Vyšší obsah aktívneho hliníka v podorniči je príčinou depresie prerastania koreňov do hĺbky, zníženia hĺbky koreňového systému a tým aj následného zvýšenia vlhkového deficitu pestovaných plodín. Pomer ekvivalentných množstiev výmenných kationtov Al³⁺/Ca²⁺ indikuje stupeň degradácie pôdy. Kritická hladina pomeru Al³⁺/Ca²⁺ pre citlivé plodiny je 0,50 a pre menej citlivé plodiny 1,00 (4). Stupeň degradácie pôdy vyšší ako 0,50 bol stanovený aj v skupinách pôd, ktoré sú využívané ako orné pôdy.

Zmeny v obsahu aktívneho hliníka v kambizemiach (len na lokalitách, kde bol v predošlom cykle (rok 2017) stanovený obsah aktívneho hliníka vyšší ako 10 mg.kg⁻¹) sú na obr. 2.

Tabuľka 5A: Štatistická distribúcia aktívneho hliníka v hĺbke 0 – 0,1 m (rok odberu 5. cyklu)

Table 5A: The statistical distribution of active aluminum at a depth of 0–0.1 m (the year of the 5th cycle)

| Pôdy (1) | Druh pozemku (2) | Al (mg.kg ⁻¹) | | | Al ³⁺ /Ca ²⁺ | | |
|--------------------------------------|------------------|---------------------------|---------|-------|------------------------------------|---------|-------|
| | | Min (3) | Max (4) | X (5) | Min (3) | Max (4) | X (5) |
| Kambizeme na kyslých substrátoch (6) | TTP (8) | 2,70 | 18,20 | 38,46 | 0,25 | 69,73 | 12,31 |
| | OP (9) | 0,10 | 49,50 | 14,99 | 0,21 | 9,00 | 2,50 |
| Kambizeme na flyši (7) | TTP | 0,45 | 308,00 | 82,45 | 0,04 | 150,00 | 31,46 |
| | OP | 0,45 | 41,90 | 10,67 | 0,03 | 10,66 | 2,09 |

(1) soils, (2) land use, (3) minimum, (4) maximum, (5) average, (6) Cambisols on crystalline rocks, (7) Cambisols on flysch, (8) grassland, (9) arbale land

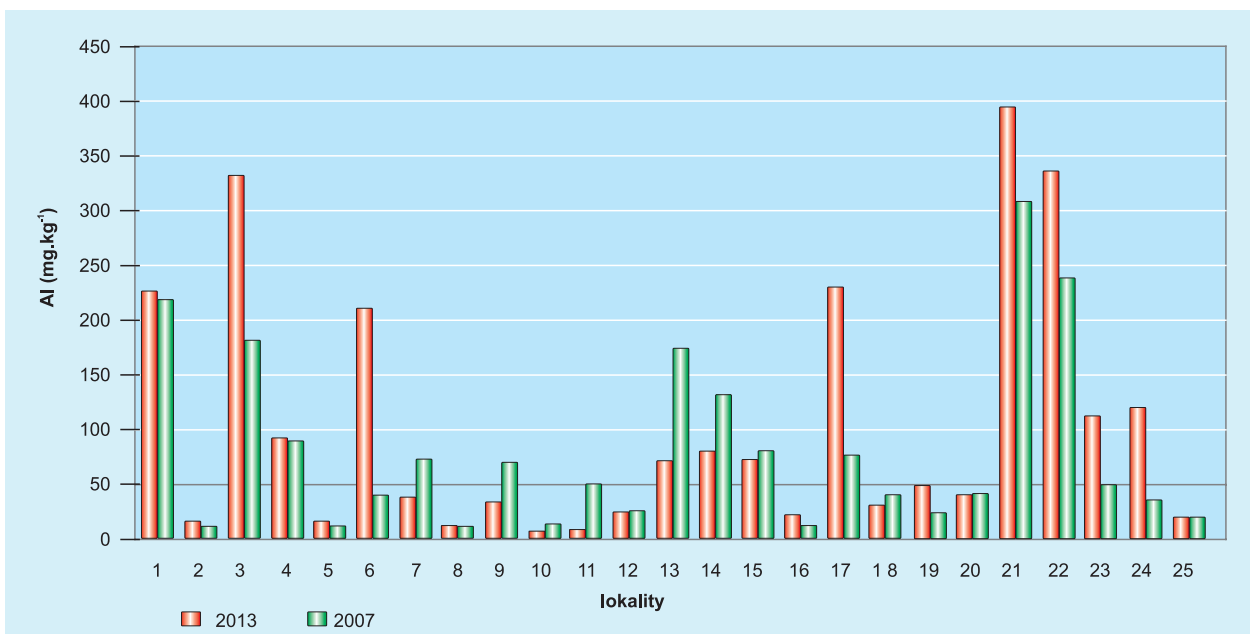
Tabuľka 5B: Štatistická distribúcia aktívneho hliníka v hĺbke 0,35 – 0,45 m (5. cyklus)

Table 5B: The statistical distribution of active aluminum at a depth of 0.35–0.45 m (the 5th cycle)

| Pôdy (1) | Druh pozemku (2) | Al (mg.kg ⁻¹) | | |
|--------------------------------------|------------------|---------------------------|---------|--------|
| | | Min (3) | Max (4) | X (5) |
| Kambizeme na kyslých substrátoch (6) | TTP (8) | 0,45 | 357,00 | 61,97 |
| | OP (9) | 0,10 | 131,00 | 50,94 |
| Kambizeme na flyši (7) | TTP | 0,89 | 337,00 | 107,45 |
| | OP | 0,10 | 9,45 | 3,52 |

(1) Soils, (2) Land use, (3) Minimum, (4) Maximum, (5) Average, (6) Cambisols on crystalline rocks, (7) Cambisols on flysch, (8) grassland, (9) Arbale land

Obrázok 2: Obsah aktívneho hliníka (porovnanie rokov 2013 a 2007)
Figure 2: Active aluminium content (comparison of years 2013 and 2007)



Cambisols on flysch-grassland-localities 1, 5, 10, 12, 13, 14, 15, 19, 21, 22, 23, 24
 Cambisols on flysch-arable land-localities 16, 20
 Cambisols on crystalline rocks-grassland-localities 3, 4, 6, 7, 8, 9, 17, 18, 25
 Cambisols on crystalline rocks-arable land-localities 2, 11

Záver

V skupine pôd kambizeme na kyslých substrátoch a pestrých bridliciach využívané ako trvalé trávne porasty boli stanovené najnižšie priemerné hodnoty aktívnej aj výmennej pôdnej reakcie v rámci kambizemí. Rozdiely priemernej hodnoty aktívnej pôdnej reakcie v morfo geneticky príbuzných skupinách pôd s odlišným spôsobom využívania (orné pôdy, trávne porasty) sa pohybujú od 0,61 jednotiek (kambizeme na vulkanitoch) po 0,97 jednotiek (kambizeme na flyši). Vyššia hodnota priemernej pôdnej reakcie v celom profile bola stanovená v skupine orných pôd, kde je možné predpokladať aj vplyv agrotechnických opatrení na úpravu pôdnej reakcie. Pre hodnotené skupiny pôd je typická jednostranná minerálna bohatosť a vysoký obsah Ca a Mg oproti K. Priemerné hodnoty pomeru $Ca^{2+} : Mg^{2+}$ sa v skupinách využívaných ako orné pôdy pohybujú od 2,25 : 1 po 27,70 : 1 s priemernou hodnotou 6,99 : 1. V piatom monitorovacom cykle (odberový rok 2013) bolo zaznamenané v hĺbke 0–0,1 m zníženie priemernej hodnoty aktívnej pôdnej reakcie (v porovnaní s rokom 1993) vo všetkých skupinách kambizemí, ktoré patria k najviac zastúpeným pôdnym typom SR. Pokles hodnoty aktívnej pôdnej reakcie bol najvýraznejší v skupine kambizeme na vulkanitoch (-0,80 jednotiek), kambizeme na kyslých substrátoch využívané ako trávny porast (-0,72 jednotiek), nasleduje skupina kambizeme na karbonátových substrátoch, využívané ako orné pôdy (-0,71 jednotiek) a skupina kambizeme na flyši, využívaná ako trávny porast (-0,63 jednotiek).

Pre hodnotené skupiny pôd je typická jednostranná minerálna bohatosť a vysoký obsah Ca a Mg oproti K. Pre hodnotené skupiny pôd je typická jednostranná minerálna bohatosť a vysoký obsah Ca a Mg oproti K. Hodnoty

pomeru $Ca^{2+} : Mg^{2+}$ sa v skupinách pôd využívaných ako orné pôdy pohybujú od 2,26 : 1 po 27,89 : 1. Pomer katiónov $Ca^{2+} : Mg^{2+}$ v rozmedzí od 4 : 1 do 6 : 1, ktorý uvádza Čurlík (2) ako najpriaznivejší pre optimálny rast poľnohospodárskych plodín, sme stanovili len na 32 % zo sledovaných lokalít v skupinách orných pôd.

V odberovom cykle z roku 2013 bol zaznamenaný nárast obsahu aktívneho hliníka na 13 lokalitách z celkového počtu 25 sledovaných lokalít, kde bol v predošlom cykle stanovený obsah aktívneho hliníka vyšší ako 10 mg.kg⁻¹.

Literatúra

- (1) BEDRNA, Z. 2003. Resistibility of Landscape to acidification. In *Ekologia*, 2003, no. 13, pp. 77–86.
- (2) ČURLÍK A. I. 2003. Pôdna reakcia a jej úprava. Bratislava : Suma print, 2003, 250 s.
- (3) DOMINATI, E. – PATTERSON, M. – MACKAY, A. 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. In *Ecological Economics*, 2010, no. 69, pp. 1858–1868.
- (4) GRIŠINA, L. A. – BARANOVA, T. A. 1990. Vplyv kyslých zrážok na vlastnosti pôd lesného ekosystému južnej tajgy. In *Lesné pôdoznanectvo*, 1990, č. 10, pp. 121–136.
- (5) CHRENEKOVÁ, E. 1981. Pôdna reakcia a dynamika ťažkých kovov. In *Zborník referátov z II. celoštátnej konferencie Optimalizácia pôdnej reakcie, Štrbské pleso*, 1981, s. 193–199.
- (6) HANES, J. 1999. Analýza sorpčných vlastností pôd. Bratislava : VÚPOP, 1999, 138 s.
- (7) HANES, J. – POLÁČEK, Š. 2002. Koloidná chémia pôdy. Bratislava : VÚPOP, 2002, 108 s. ISBN 80-85361-96-5.
- (8) HIRADATE, S. 2004. Speciation of Aluminium in Soil Environments. In *Soil. Sci. Plant Nutr.*, vol. 50, 2004, no. 3, pp. 303–314.
- (9) HORÁK, V. – DOLEJŠKOVÁ, J. – HEJTMÁNKOVÁ, A. 1995. Toxicita hliníku v rastlinách. In *Rostlinná výroba*, roč. 41, 1995, č. 5, s. 239–245.

- (10) KANIANSKA, R. 2000. Acidifikácia pôd vplyvom kyslých atmosférických polutantov. Bratislava, 2000, 96 s.
- (11) KOLEKTÍV. 2011. Jednotné pracovné postupy rozborov pôd. Bratislava : VÚPOP, 2011, 124 s. ISBN 978-80-89128-89-1.
- (12) KOZÁK, J. – BORŮVKA, L. 1998. Species of Al ions as related to some characteristics of both agricultural and forest soils of the Šumava region. In Rostlinná výroba, 1998, č. 44, s. 419–426.
- (13) LEONARDI, S. 1991. Indirect effect of acid rain mediated by mineral leaching*An evaluation of potential roles of leaching from the canopy. In Longhurst, W. S. (Ed) Acid Deposition, Berlin : Springer Verlag, 1991, pp. 123–140.
- (14) MAKOVNÍKOVÁ, J. 2002. Stav a vývojové trendy aktívneho hliníka v pôdach SR. In Poľnohospodárstvo, 2002, č. 12, s. 619–624.
- (15) MAKOVNÍKOVÁ, J. 2003. Indikátory zraniteľnosti ekologických funkcií kambizemí vzhľadom na hliník a mangán. In Agrochémia, roč. (VII). 43, 2003, č. 4, s. 4–7.
- (16) MAKOVNÍKOVÁ, J. 2005. Vplyv pôdnych parametrov na distribúciu hliníka v pôdach SR. In Agriculture, roč. 51, 2005, č. 8, s. 436–441.
- (17) MAKOVNÍKOVÁ, J. – KANIANSKA, R. 1996. Aktívny hliník a jeho súčasný stav v pôdach SR. In Rostlinná výroba, roč. 42, 1996, č. 7, s. 289–292.
- (18) MAKOVNÍKOVÁ, J. – KANIANSKA, R. 1996. Zmeny pôdnej reakcie a obsahu aktívneho hliníka vyvolané simuláciou kyslých zrážok. In Rostlinná výroba, roč. 42, 1996, č. 4, s. 155–159.
- (19) MAKOVNÍKOVÁ, J. 2007. Využitie indikátorov pri identifikácii rizikových oblastí acidifikácie pôdy. Bratislava : VÚPOP, 2007, 30 s. ISBN 978-80-89128-37-2.
- (20) MAKOVNÍKOVÁ, J. – BARANČÍKOVÁ, G. – PÁLKA, B. 2007. Approach to the assessment of transport risk of inorganic pollutants based on the immobilisation capability of soil. In Plant, Soil and Environment, vol. 53, 2007, no. 8, pp. 365–373.
- (21) MAKOVNÍKOVÁ, J. – PÁLKA, B. – ŠIRÁŇ, M. – KANIANSKA, R. – KIZEKOVÁ, M. – JAĎUĐOVÁ, J. 2017. Modelovanie a hodnotenie agroekosystémových služieb. Belianum. Banská Bystrica : Univerzita Mateja Bela, 2017, 150 s. ISBN 978-80-557-1242-0.
- (22) MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Our Human Planet: Summary for Decision Makers. In The Millennium Ecosystem Assessment Series, Washington DC : Island Press, 2005.
- (23) MERIÑO-GERGICHEVICH, J. 2010. Al³⁺ – Ca²⁺ interaction in plants growing in acid soils: AL-phytotoxicity response to calcareous amendment. In Soil. Sci. Plant Nutr., vol. 10, 2010, no. 3, pp. 217–243.
- (24) ORWIN, K. H. – WARDLE, D. A. 2004. A new index for quantifying the resistance and resilience of soil biota to exogenous disturbance. In Soil Biology and Biochemistry, 2004, no. 36, pp. 1907–1912.
- (25) ULRICH, B. 1991. An Ecosystem Approach to Soil Acidification. In Ulrich, B. – Sumner, M.E. (eds.) Soil Acidity. Berlin : Springer Verlag, 1991, pp. 28–79.
- (26) Zákon o pôde č. 220. 2004. Zbierka zákonov, 220/2004, 2290-2292.

RNDr. Jarmila Makovníková, CSc.

*NPPC – Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy
Bratislava, RP – Banská Bystrica, Mládežnícka 36, 974 04
Banská Bystrica*