

PODMÍNĚNÍ PŮDNÍ BIODIVERZITY ODLIŠNOSTÍ LESNÍHO MANAGEMENTU NA PŘÍKLADU PŮD KRKONOŠ

SOIL BIODIVERSITY REFLECTS DIFFERENCES IN FOREST MANAGEMENT - AN EXAMPLE OF THE KRKONOŠE MTS. SOILS

VÁCLAV TEJNECKÝ¹⁾ ✉ - PETRA VOKURKOVÁ¹⁾ - JAN KOPECKÝ²⁾ - JIŘÍ VANÍČEK³⁾ - JAKUB HORÁK⁴⁾ - HANA JOHANIS¹⁾ - ONDŘEJ DRÁBEK¹⁾ - MARKÉTA MAREČKOVÁ⁵⁾

¹⁾Česká zemědělská univerzita, Fakulta agrobiologie, potravin a přírodních zdrojů, Katedra pedologie a ochrany půd, Kamýcká 129, 165 00 Praha - Suchdol, Czech Republic

²⁾Národní centrum zemědělského a potravinářského výzkumu, v. v. i., Epidemiologie a ekologie mikroorganismů, Drnovská 507/73, 161 00 Praha 6 - Ruzyně, Czech Republic

³⁾Botanický ústav AV ČR, v. v. i., Zámek 1, 252 43 Průhonice, Czech Republic

⁴⁾Univerzita Hradec Králové, Přírodovědecká fakulta, Katedra biologie, Hradecká 1285, 500 03 Hradec Králové 3, Czech Republic

⁵⁾Česká zemědělská univerzita, Fakulta agrobiologie, potravin a přírodních zdrojů, Katedra mikrobiologie, výživy a dietetiky, Kamýcká 129, 165 00 Praha - Suchdol, Czech Republic

✉ e-mail: tejnecky@af.czu.cz

ORCID:	V. Tejnecký	0000-0003-0296-4981	O. Drábek	0000-0002-2717-038X
	J. Horák	0000-0003-2049-0599	M. Marečková	0000-0002-0331-8570
	H. Johanis	0000-0003-0269-714X		

ABSTRACT

Soil biodiversity reflects human impact on forest soils. It can be assumed that biodiversity will decrease with the increasing degree of soil disturbance compared to close-to-nature forests. This paper aims to compare the soil environment and soil microbial biodiversity in habitats with different degrees of disturbance within the Krkonoše National Park (KRNAP). A close-to-nature beech forest, a same-aged spruce monoculture and footpaths/roads were selected. Soil samples were taken from each area at 10 locations, based on the soil horizons present (mixture of organic horizons FH, organo-mineral A and mineral B). Basic soil characteristics were determined (organic C (Cox), active pH and base saturation). The composition of microbial communities and the reciprocal Simpson index were also determined for individual locations. Paths showed higher active pH and saturation of the sorption complex compared to forest habitats. No differences were found in the amount of Cox between habitats, apart from the FH horizon, where more Cox was determined in the near-natural stand. Prokaryotic and microeukaryotic communities are different in individual horizons and between habitats. Paths show a higher diversity of microbial populations in A horizons and B horizons showed higher numbers, even in prokaryotic microorganisms, compared to forest stands. Paths are an intrusion into the forest environment and are a significant element in the biodiversity of the forest environment of the KRNAP, most likely due to the differences in the soil environment, lower acidity and higher availability of nutrients compared to acidic and nutrient-poor forest areas.

For more information see Summary at the end of the article.

Klíčová slova: mikroorganismy; půdní organická hmota; pH půd; kationtová výměnná kapacita

Key words: microorganism; soil organic matter; soil pH; cation exchange capacity

ÚVOD

Vývoj lesního prostředí je pod velkým tlakem člověka, který na les ve střední Evropě výrazně působí po tisíce let. ELLIS et al. (2021) uvádějí, že v Evropě je minimum plochy neovlivněné člověkem a dnešní „přírodní“ chráněná území jsou výrazně zasažena ději v minulosti. Krkonoše však představují jednu z oblastí ČR, kde je dopad člověka nejnižší (DIVÍŠEK et al. 2014). Přesto je zde činnost člověka patrná od 7. století a jeho aktivita se zintenzivňuje s těžbou dřeva a nerostných surovin. V současnosti člověk výrazně přetváří Krkonoše turismem

(HEJDA, KUPKOVÁ 2021), který je zde poměrně dlouhodobě rozvinut (KOŁODZIEJCZYK 2019). Krkonošský národní park (KRNAP) vznikl v roce 1963 z důvodu ochrany přírodních a vědeckých hodnot v oblasti Krkonoš a k jejich využití pro volnočasové aktivity (srv. Nařízení vlády č. 41/1963 Sb., o zřízení Krkonošského národního parku).

Vlastní management lesa je jedním z klíčových faktorů, které působí na stav lesního prostředí. Zejména těžba dřeva výrazně snižuje a ovlivňuje zásoby živin, a zvláště C ve svrchních vrstvách půdy (REHSCHUH et al. 2021). Využití a management lesa v Krkonoších je rovněž nutně

uzpůsobit nastávající klimatické změně (VACEK et al. 2015), což může představovat problém zejména u suťových lesů, kde dochází k limitaci smrku (sucha s vysokými teplotami) a buku (pozdní mrazy) (HÁJEK et al. 2021). Půdní prostředí v oblasti Krkonoš je velmi heterogenní a bylo výrazně zasaženo společně s lesními porosty „kyselou“ depozicí zejména v 80. letech 20. století (PURDON et al. 2004). Přesto dochází k obnově porostu a zlepšení půdního prostředí díky přirozené regeneraci stanoviště (KOOIJMAN et al. 2000).

Půdní biodiverzitu tvoří velká škála organismů od virů po prokaryotní a eukaryotní organismy od mikro po makroedafon, půda tak představuje enormní druhovou diverzitu, která však není dostatečně prozkoumána (GEISEN et al. 2019). Půdní biodiverzita je jedním z klíčových parametrů, které přímo utváří/ukazují zdraví půdy (LEHMANN et al. 2020) a má přímý vliv mimo jiné na zdraví člověka (PETTERS et al. 2024). Půdní rozmanitost výrazně formuje biodiverzitu a je nutné brát v úvahu i níže uložené horizonty než povrchové (COSTANTINI, MOCALI 2022). Lesní rezervace oproti hospodářským lesům představují plochy s větší druhovou bohatostí bezobratlých (HORÁK et al. 2024). Současný stav stanoviště, struktura lesa a druhová rozmanitost stromového patra představují významnější faktor v hodnocení půdní biodiverzity oproti historickým vlivům na prostředí v podobě využití půdy či krajiny (TINYA et al. 2021). Pro odhad půdní biodiverzity je vhodné znát půdní vlastnosti, a to zejména pH, množství organické hmoty či půdní texturu a rovněž stanovištní podmínky (např. teplota, druh využití půdy) (AKSOY et al. 2017). Více skeletovité a hrubozrnnější půdy vykazují vyšší bohatost půdních bakterií, a to nejspíše díky větším pórům a v nich přítomné půdní vodě či filmu (CHAU et al. 2011). Je nutné znát a následně chránit biodiverzitu, která reprezentuje místní půdní prostředí a respektuje jeho unikátnost (COSTANTINI, MOCALI 2022).

Cílem příspěvku je porovnat půdní vlastnosti a biodiverzitu prokaryotních a mikroeuukaryotních společenstev na plochách s různým managementem či vlivem člověka v oblasti Dolních Míseček (Krkonoše).

MATERIÁL A METODIKA

Pro výzkum byla zvolena plocha v oblasti Dolních Míseček (Krkonoše) v nadmořské výšce 1000–1150 m n. m. (Obr. 1). Vybrán byl les blízký přírodnímu bez dlouhodobého výraznějšího zásahu (těžba dřeva) člověka – bučina ponechaná samovolnému vývoji (PL), stejnověká hospodářská smrčina (HL) a pochozí nezpevněné cesty – zejména turistické, přibližovací a vývozní cesty bez přítomnosti nepůvodního kameniva, které nesou znaky používání (CE). Při výběru ploch byl brán v potaz především režim hospodaření KRMAP, kdy se všechna místa odběrů tzv. přírodě blízkých stanovišť nacházela v klidové zóně KRMAP a nebyly v nich patrné žádné známky lesnického hospodaření v posledních dekádách. Odběry půdních vzorků probíhaly v letech 2022 a 2023 vždy ke konci června.

Na místech se vyskytovala vegetace acidofilních smrčín s dominantními druhy: brusnice borůvka, metlička křivolaká, třtina chloupkatá, s občasným výskytem hořce tolitovitého či podbělice alpské u HL, a v případě PL vegetace horských acidofilních bučin s dominantními druhy: brusnice borůvka, třtina chloupkatá, metlička křivolaká, s pravidelným výskytem hořce tolitovitého, věsenky nachové či podbělice alpské. Vegetace bylinného patra byla druhově poměrně chudá a podobná pro obě lesní stanoviště a byla ovlivněna dominantou stromového patra. Mapa potenciální přirozené vegetace (NEUHÄUSLOVÁ et al. 1998) v místech odběrů předpokládá třtinové smrčiny, Geobotanická mapa ČSSR (MIKYŠKA et al. 1972) naopak uvádí acidofilní horské bučiny. Půdotvorný substrát tvořily fylity až svory (geology.cz). Na lokalitě byly diagnostikovány půdní typy kambizem, podzol a ranker, forma nadložního humusu mor (NĚMEČEK et al. 2011). Forma nadložního

humusu byla určena na základě mocnosti horizontů L, F a H (PL mocnost 8 ± 2 cm; HL mocnost 9 ± 3 cm, průměr a směrodatná odchylka, $n = 10$), morfologického posouzení a přítomnosti plstovitého mykogenního Fm a humusového Hh horizontu. Z každé plochy byly odebrány půdní vzorky na 10 místech z vykopané půdní sondy, a to podle přítomných půdních horizontů (směs organických horizontů FH, organo-minerální A a minerální B). Příklady stanovišť jsou na Obr. 1. Vzorky byly odebrané pro chemické a mikrobiální analýzy (ihned po odběru zmrazeny při -20 °C, poté byly skladovány při -80 °C).

Odebrané půdní vzorky pro chemické analýzy byly usušeny v sušárně při 40 °C a přesáty přes síto s velikostí ok < 2 mm. V takto připravených vzorcích bylo stanoveno aktivní pH ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$), kationtová výměnná kapacita jako suma kationtů a výměnné kationty (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Mn^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} a H^+) v 0,1 M roztoku BaCl_2 (COOLS, DE VOS 2016). Výměnné prvky byly stanoveny pomocí ICP-OES (iCAP 7000, Thermo Scientific, USA). Bližší podrobnosti o chemických analýzách jsou uvedeny např. v práci TEJNECKÝ et al. (2025). Půdní vzorky byly dále namlety na analytickou jemnost, následně byl stanoven oxidovatelný uhlík (Cox) podle metodiky POSPÍŠIL (1964).

Kvalita půdní organické hmoty byla hodnocena pomocí infračervené spektroskopie (Nicolet iS10, USA). Pro zpracování spekter byl použit software OMNIC 9.2.41 software (Thermo Scientific, USA). Spočítán byl index aromaticity jako poměr absorpčních pásů 1620/2920 (CHEFETZ et al. 1996) a index dekompozice jako poměr 1620/1520 (HABERHAUER et al. 1998).

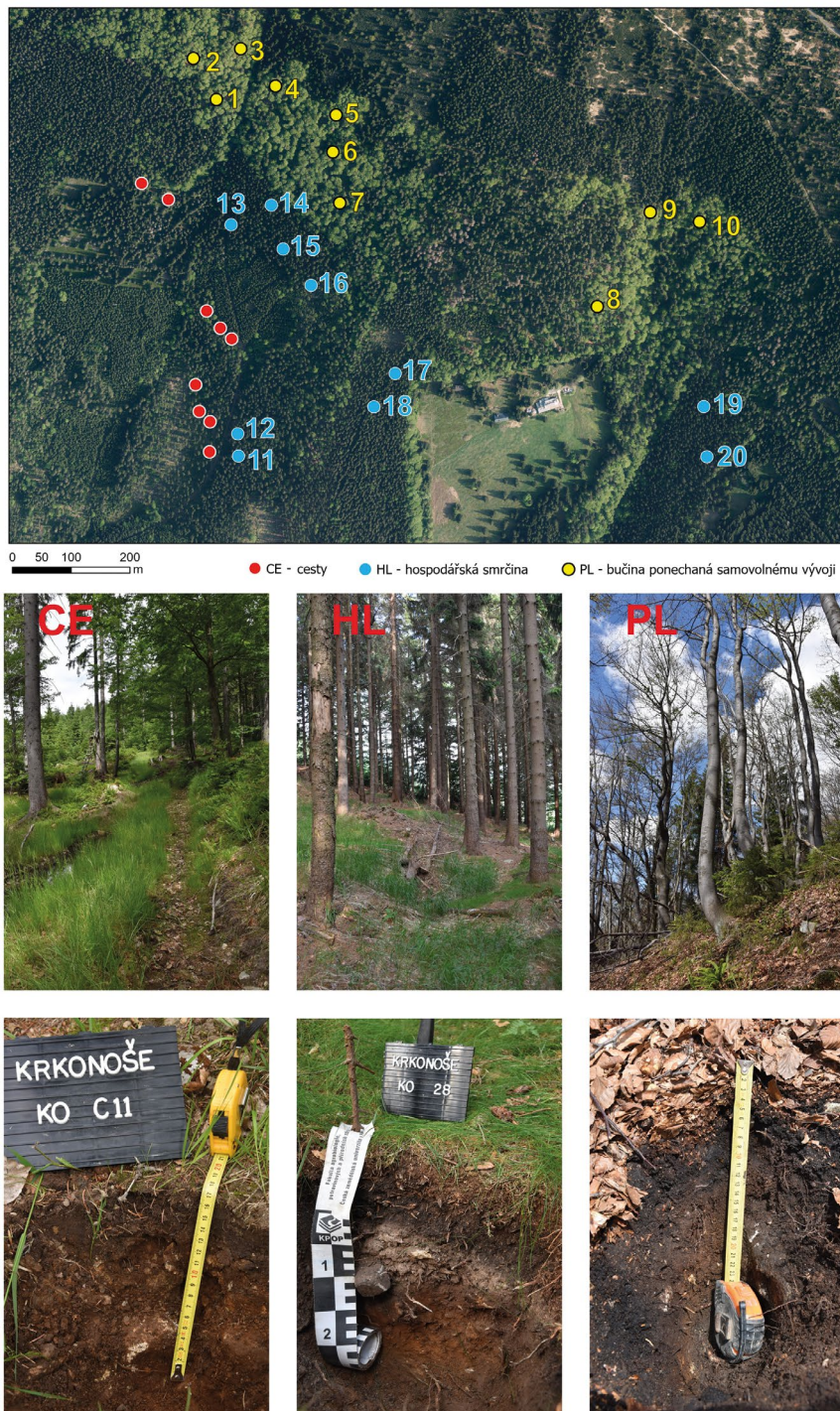
Pro jednotlivá místa bylo určeno rovněž složení mikrobiálních společenstev. Z odebraných vzorků půdy byla izolována celková DNA, a z ní amplifikovány variabilní oblasti V4 genu pro 16S rRNA a V9 genu pro 18S rRNA. Amplikony byly sekvenovány na platformě Illumina a analýzou získaných sekvencí bylo stanoveno složení společenstev prokaryot a mikroeuukaryot (pro bližší podrobnosti viz např. BURESOVA et al. 2019). Ze složení společenstev byly vypočteny vzdálenosti mezi vzorky a indexy diverzity pro porovnání jejich rozmanitosti. Odlíšnosti společenstev ve vzorcích byly znázorněny ve dvourozměrném grafu metodou nemetrického mnohorozměrného škálování (NMDS).

Pro porovnání stanovišť mezi sebou byla použita vícefaktorová analýza rozptylu a statistický software Statgraphics 16 (Statgraphics Technologies, USA).

VÝSLEDKY A DISKUSE

Sledované půdy vykazovaly velkou variabilitu půdního prostředí, a to v rámci půdních typů i mocnosti horizontů. V případě lesních porostů byly zjištěny dobře vyvinuté organické horizonty a forma nadložního humusu mor, který značí pomalý rozklad organických látek a jejich akumulaci (GREEN et al. 1993). Posuzování půdních vlastností a zejména biodiverzity je nutné provádět po genetických půdních horizontech (COSTANTINI, MOCALI 2022), což bylo v této studii splněno. Cestičky (CE) se však vyznačovaly nepřítomností organických FH horizontů, a srovnány tedy byly vlastnosti mezi hospodářským lesem (HL) a bučinou ponechanou samovolnému vývoji (PL) pro horizonty FH.

Sledované půdní prostředí vykazovalo silně kyselé pH ($4,17 \pm 0,11$, průměr a směrodatná odchylka pro všechny vzorky), kdy nižší pH bylo zjištěno pro HL oproti ostatním stanovištím, kdy nejvyšší pH bylo stanoveno pro CE ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ B horizontů $4,63 \pm 0,11$) (Obr. 2). Množství organického C (Cox) klesá s hloubkou půdního prostředí, kdy nejvyšší hodnoty byly zjištěny pro FH horizonty PL ($22,9 \pm 4,9$ %) (Obr. 2). Aromaticita organické hmoty a index dekompozice klesá do hloubky půdního profilu a vyšší hodnoty byly zjištěny zvláště pro B horizonty pro CE oproti lesním stanovištím (Obr. 3). Což odpovídá trendům v lesních půdách – nejvíce rozložená organická hmota a zároveň nejméně aromatická je v minerálních horizontech (THAI et al. 2023).



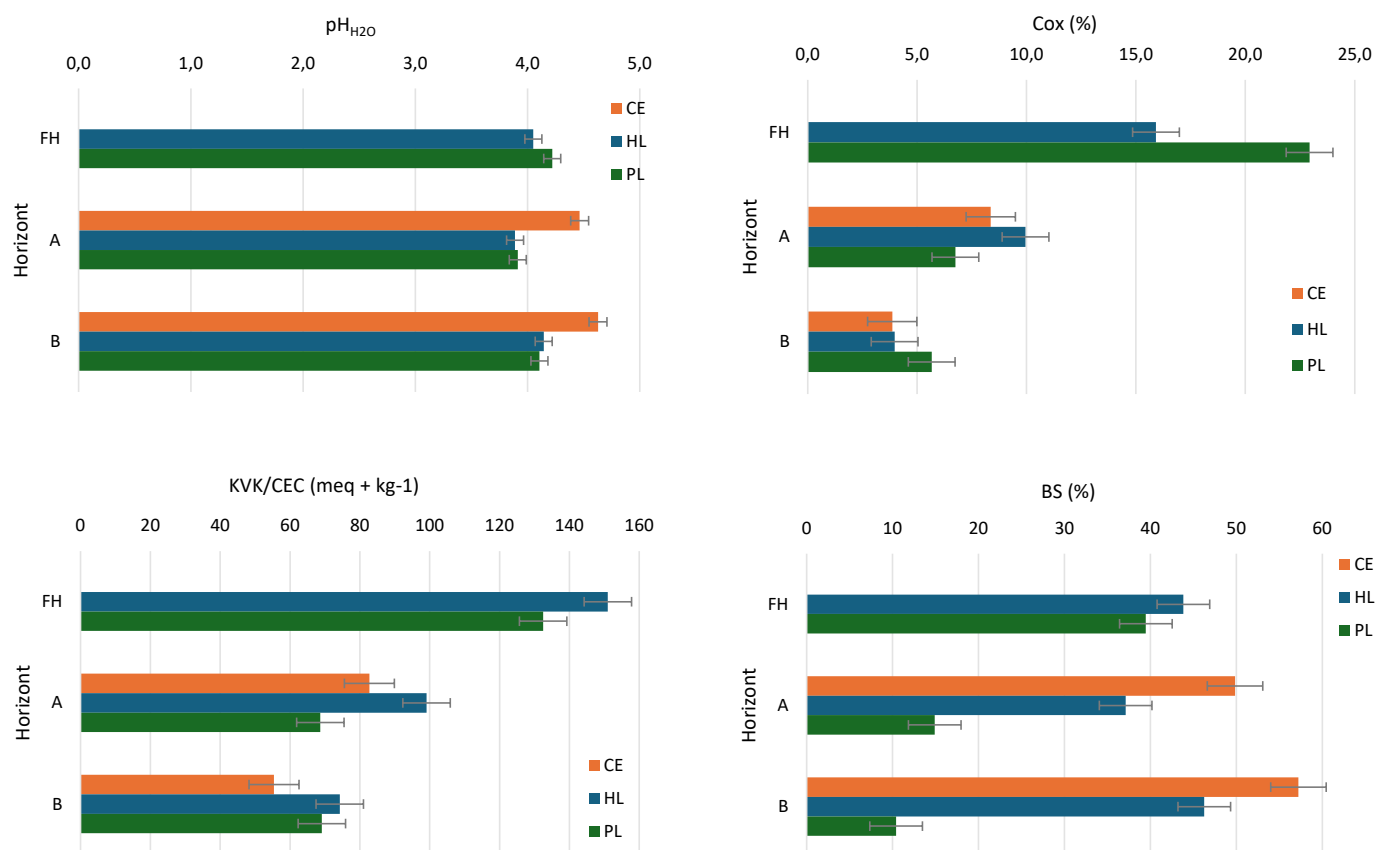
PL	HL	Půdní typ
1		podzol humusový
2, 10		kryptopodzol rankerový
3, 4, 5, 8, 9	19, 20	kambizem rankerová
6, 7		kambizem dystrická
	11, 12, 15	kryptopodzol modální
	13	ranker modální
	14, 16, 17	kambizem modální
	18	podzol modální

Obr. 1.

Vzorkovaná místa Dolní Mísečky (Krkonose) a příklady vzorkovaných stanovišť a půdních zákopků/sond (CE – cesty, HL – hospodářská smrčina a PL – bučina ponechaná samovolnému vývoji). Půdní typy jednotlivých zákopků/sond v lesním prostředí.

Fig. 1.

Sampled sites of Dolní Mísečky (Krkonose Mountains) and examples of sampled habitats and soil trenches/probes (CE – roads, HL – spruce monoculture and PL – beech forest left to develop spontaneously). Soil types of individual trenches/probes in a forest environment.

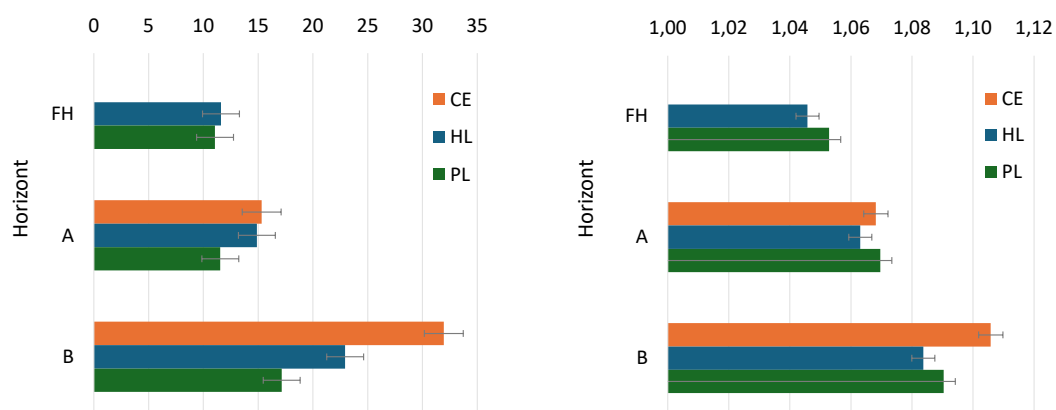


Obr. 2.

Základní půdní vlastnosti – aktivní pH (pH_{H_2O}), kationtová výměnná kapacita (KVK, meq + kg⁻¹), množství organického uhlíku (Cox, %) a nasycení bazickými kationty (saturace bází, %) vzorkovaných půd (CE – cesty, HL – hospodářská smrčina, PL – bučina ponechaná samovolnému vývoji) (průměr a směrodatná odchylka, n = 78).

Fig. 2.

Basic soil properties – active pH (pH_{H_2O}), cation exchange capacity (CEC, meq + kg⁻¹), amount of organic carbon (Cox, %) and base saturation (%) of sampled soils (CE – roads, HL – spruce monoculture and PL – beech forest left to develop spontaneously) (mean and standard deviation, n = 78).



Obr. 3.

Index aromaticity (vlevo) a index dekompozice (vpravo) vzorkovaných půd (CE – cesty, HL – hospodářská smrčina a PL – bučina ponechaná samovolnému vývoji) (průměr a směrodatná odchylka, n = 78).

Fig. 3.

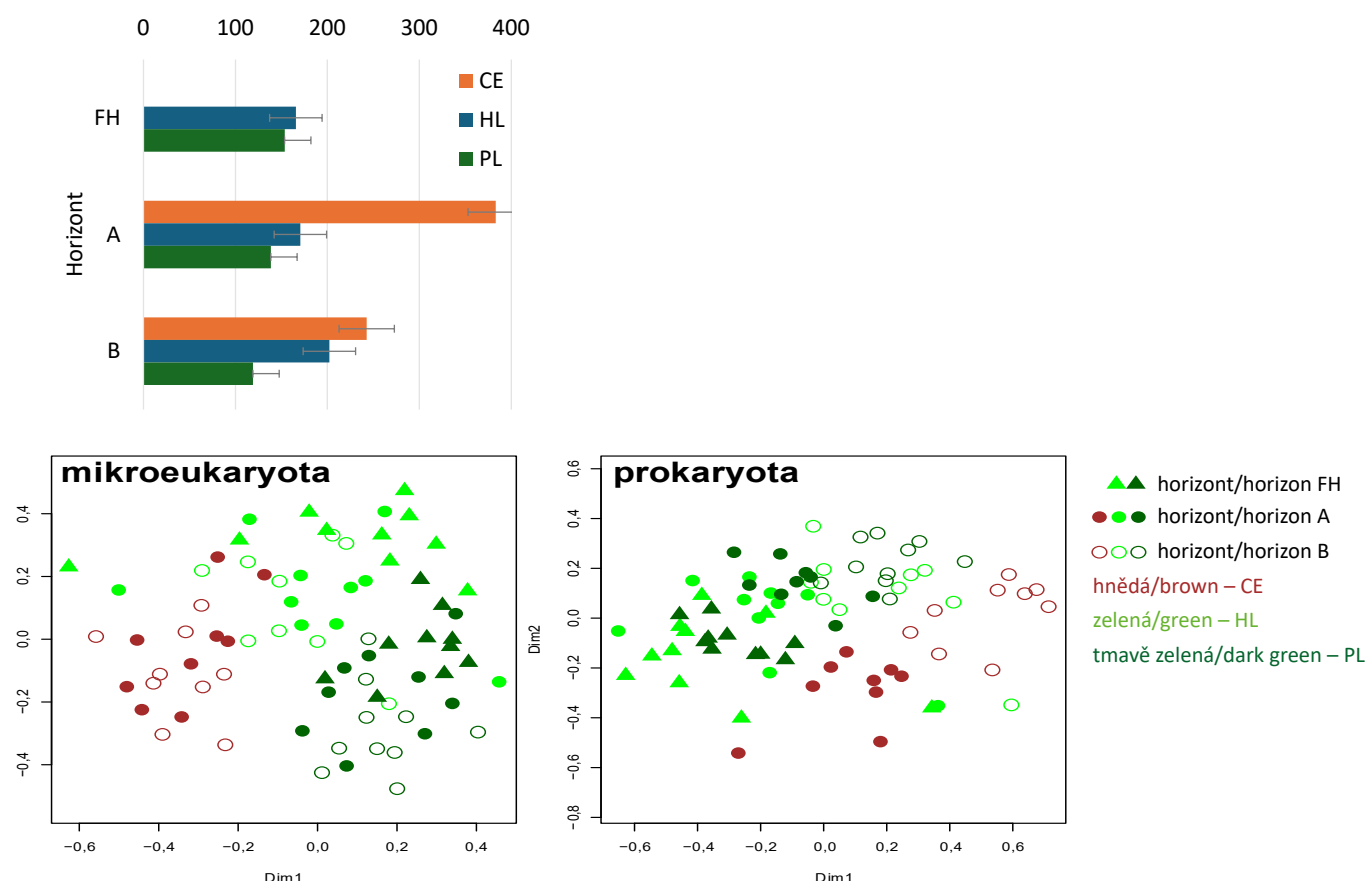
Aromaticity index (left) and decomposition index (right) of sampled soils (CE – roads, HL – spruce monoculture and PL – beech forest left to develop spontaneously) (mean and standard deviation, n = 78).

Nejvyšší kationtová výměnná kapacita (KVK) byla určena pro FH horizonty a KVK klesá do hloubky půdního profilu pro všechny stanoviště, obdobně tomu je i pro nasycení sorpčního komplexu (saturace bázi) PL, na stanovištích CE a HL je nejnižší nasycení bazickými kationty u A horizontů a poté narůstá v B horizontech. Nejvyšší nasycenost sorpčního komplexu byla zjištěna v B horizontech CE ($57,2 \pm 7,70\%$), oproti tomu nejnižší nasycenost byla v B horizontech PL ($10,4 \pm 2,07\%$; Obr. 2). Hlavními kationty v sorpčním komplexu jsou Al^{3+} , Ca^{2+} , H^+ a K^+ . V případě srovnání půdního prostředí hraje významnou roli vegetační pokryv a poté vlastní lesní management (FISHER, BINKLEY 2000), což dokládá nižší pH pro smrkové porosty oproti bukovému. Výrazný vliv porostu se projevuje na většině půdních vlastností a je spojen s rozkladem opadu a složením mikrobiálních společenstev (TEJNECKÝ et al. 2013; BURESOVA et al. 2021).

Bohužel přímé srovnání s dříve publikovanými půdně-chemickými daty v oblasti Krkonoš (VACEK, PODRÁZSKÝ 2006) není úplně možné, neboť se jedná o data získaná před cca 20 lety a mohlo dojít ke změnám v depozici acidifikantů a celkově ke změnám půdního prostředí (OULEHLE et al. 2017).

K hodnocení biodiversity mikroorganismů byly použity reciproké hodnoty Simpsonova indexu a párové odlišnosti složení společenstev zobrazené metodou NMDS (Obr. 4). Maximální diverzita mikroorganismů byla zjištěna pro vzorky odebrané v A horizontu cestiček, kde je poměrně větší variabilita prostředí, než je tomu pro příslušné horizonty lesních stanovišť. Ze sledovaných půdních vlastností s diverzitou prokaryot vyjádřenou reciprokou hodnotou Simpsonova indexu nejlépe koreluje pH_{H_2O} a nasycení bazickými kationty (Tab. 1). Díky vyššímu zhutnění cestiček se může v tomto stanovišti držet déle voda, a zároveň se vytváří prostředí s vyšším výskytem anaerobních mikrostanovišť oproti dobře propustným lesním půdám. Cesty jsou místem s mírným narušením lidskou činností a v oblasti Krkonoš mohou být i šířitelem nepůvodních druhů, a to kvůli bazickým horninám, které byly použity k jejich konstrukci (MÜLLEROVÁ et al. 2011). V této studii byly striktně vybírány pochozí cesty bez zpevňujícího přidaného materiálu.

Ze sledovaných půdních vlastností nejlépe koreluje reciproký Simpsonův index s pH_{H_2O} a saturací bázi (Tab. 1). Rovněž forma humusu, v našem případě mor, umožňuje odhadnout množství půdních che-



Obr. 4.

Diverzita prokaryotních mikroorganismů vyjádřená reciprokou hodnotou Simpsonova indexu (nahore; průměr a směrodatná odchylka, $n = 78$) a odlišnost prokaryotních (vpravo) a mikroeuukaryotních (vlevo) společenstev vzorkovaných půd znázorněná metodou nemetrického mnoho-rozměrného škálování (CE – cesty, HL – hospodářská smrčina a PL – bučina ponechaná samovolnému vývoji).

Fig. 4.

Diversity of prokaryotic microorganisms expressed by the reciprocal value of the Simpson index (above; mean and standard deviation, $n = 78$) and the diversity of prokaryotic (right) and microeukaryotic (left) communities of sampled soils represented by the non-metric multivariate scaling method (CE – roads, HL – spruce monoculture and PL – beech forest left to develop spontaneously).

mických a mikrobiálních společenstev podél gradientu antropogenního vlivu (Li et al. 2023; Mo et al. 2024). Zároveň tyto informace ukazují, že i půdní mikroorganismy mohou na externí vlivy reagovat způsobem odpovídajícím tzv. „hypotéze středního narušení“ (Intermediate Disturbance Hypothesis; CONNELL 1978), která předpokládá, že maxima diverzity je dosaženo právě tímto narušením, kdy dojde k uvolnění, případně vytvoření nik, umožňující osídlení novými organismy.

ZÁVĚR

Při průzkumu bylo zjištěno, že u cest (CE) nebyla přítomna organická vrstva v podobě horizontů FH, a že CE vykazují vyšší pH, nižší kationtovou výměnnou kapacitu, ale s vyšší saturací bazických kationtů (BS) a představují stanoviště s více humifikovanou organickou hmotou oproti lesním stanovištím. Půdy v bučině ponechané samovolnému vývoji (PL) se vyznačují vyšším množstvím organického C v FH vrstvě oproti hospodářské smrčtině (HL) a nižší BS. Půdní pH je pro obě lesní stanoviště obdobné. Na cestách je vyšší diverzita mikroorganismů oproti lesním stanovištím. Cesty jsou zásahem do lesního prostředí a jsou významným prvkem v biodiverzitě lesního prostředí KRKONOŠ, a to nejspíše i díky odlišnosti půdního prostředí – nižší aciditě a vyšší dostupnosti živin a jiné kvalitě půdní organické hmoty oproti kyselým a na živiny chudým lesním plochám KRKONOŠ.

Tab. 1.

Korelace reciproké hodnoty Simpsonova indexu ($P_{\text{invsimpson}}$) s půdními charakteristikami (Cox, pH, výměnné prvky, kationtová výměnná kapacita a saturací bázi) a hladiny významnosti pro jednotlivé korelace (p ; $n = 78$).

Correlation of the reciprocal value of the Simpson index ($P_{\text{invsimpson}}$) with soil characteristics (Cox, pH, exchangeable elements, cation exchange capacity and base saturation) and significance levels for individual correlations (p ; $n = 78$).

	$P_{\text{invsimpson}}$	p
Cox	-0,188	
pH _{H₂O}	0,514	< 0,001
Al ³⁺	-0,441	< 0,001
Ca ²⁺	0,248	0,0285
Fe ³⁺	-0,371	< 0,001
K ⁺	0,048	
Mg ²⁺	-0,013	
Mn ²⁺	0,143	
Na ⁺	-0,129	
H ⁺	-0,310	0,0058
CEC	-0,231	0,0416
BS	0,540	< 0,001

Corg – organický C/organic C

CEC – kationtová výměnná kapacita/cation exchange capacity

BS – saturace bázi/base saturation

Poděkování:

Příspěvek vznik v rámci projektu TAČR SS05010039 „Biodiverzita půdy: ochrana společenstev na úroveň druhů“. Autoři děkují Tereze Sitaiové za pomoc s analýzou půdních vzorků, KRKONOŠ a AOPK za povolení k odběru půdních vzorků.

LITERATURA

- AKSOY E., LOUWAGIE G., GARDI C., GREGOR M., SCHRÖDER C., LÖHNERTZ M. 2017. Assessing soil biodiversity potentials in Europe. *Science of the Total Environment*, 589: 236–249. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.02.173
- BURESOVA A., KOPECKY J., HRDINKOVA V., KAMENIK Z., OMEKLA M., SAGOVA-MARECKOVA M. 2019. Succession of microbial decomposers is determined by litter type, but site conditions drive decomposition rates. *Applied and Environmental Microbiology*, 85: e01760–01719. DOI: 10.1128/AEM.01760-19
- BURESOVA A., TEJNECKY V., KOPECKY J., DRABEK O., MADROVA P., RERICOVA N., OMEKLA M., KRIZOVA P., NEMECEK K., PARR T.B., OHNO T., SAGOVA-MARECKOVA M. 2021. Litter chemical quality and bacterial community structure influenced decomposition in acidic forest soil. *European Journal of Soil Biology*, 103: 103271. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2020.103271
- CONNELL J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. High diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state. *Science*, 199 (4335): 1302–1310. DOI: 10.1126/science.199.4335.1302
- COOLS N., DE VOS B. 2016. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effect of air pollution on forests. Part X: Sampling and analysis of soil. Version 05/2016. Eberswalde, Germany, Thünen Institute of Forest Ecosystems: 29 s.
- COSTANTINI E.A.C., MOCALI S. 2022. Soil health, soil genetic horizons and biodiversity. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 185: 24–34. DOI: 10.1002/jpln.202100437
- DIVÍŠEK J., CHYTRÝ M., GRULICH V., POLÁKOVÁ L. 2014. Landscape classification of the Czech Republic based on the distribution of natural habitats. *Preslia*, 86: 209–231.
- ELLIS E., GAUTHIER N., KLEIN GOLDEWIJK K., BIRD R., BOIVIN N., DÍAZ S., FULLER D., GILL J., KAPLAN J., KINGSTON N., LOCKE H., MCMICHAEL C., RANCO D., RICK T., SHAW M., STEPHENS L., SVENNING J.-C., WATSON J. 2021. People have shaped most of terrestrial nature for at least 12,000 years. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118: e2023483118. DOI: 10.1073/pnas.2023483118
- FISHER R.F., BINKLEY D. 2000. Ecology and management of forest soil. Third edition. New York, John Wiley & Sons: 489 s.
- GEISEN S., BRIONES M.J.I., GAN H., BEHAN-PELLETIER V.M., FRIMAN V.-P., DE GROOT G.A., HANNULA S.E., LINDO Z., PHILIPPO L., TIUNOV A.V., WALL D.H. 2019. A methodological framework to embrace soil biodiversity. *Soil Biology and Biochemistry*, 136: 107536. DOI: 10.1016/j.soilbio.2019.107536
- GREEN R.N., TROWBRIDGE R.L., KLINKA K. 1993. Towards a taxonomic classification of humus forms. *Forests Science*, 39 (Suppl 1): 49 s. *Forest Science Monograph*, 29. DOI: 10.1093/forestscience/39.s1.a0001
- HABERHAUER G., RAFFERTY B., STREBL F., GERZABEK M.H. 1998. Comparison of the composition of forest soil litter derived from three different sites at various decompositional stages using FTIR

- spectroscopy. *Geoderma*, 83 (3–4): 331–342. DOI: 10.1016/S0016-7061(98)00008-1
- HÁJEK V., VACEK S., VACEK Z., CUKOR J., SIMUNEK V., SIMKOVÁ M., PROKUPKOVÁ A., KRÁLÍČEK I., BULUSEK D. 2021. Effect of climate change on the growth of endangered scree forests in Krkonose National Park (Czech Republic). *Forests*, 12 (8): 1127. DOI: 10.3390/f12081127
- HEJDA T., KUPKOVÁ L. 2021. Changes in land use of the Krkonose Mts. and the Hruby Jeseník Mts. alpine treeless: a summary of the current state of knowledge and a comparison of historical development. *Geografie*, 126: 289–317. DOI: 10.37040/geografie2021126030289
- HORÁK J., TUF I.H., MOCK A., RADA P., TEJNECKÝ V., MAREČKOVÁ M. 2024. Legacy of traditional forest management: The impact of historical charcoal burning on soil biodiversity after centuries. *Forest Ecology and Management*, 572: 122299. DOI: 10.1016/j.foreco.2024.122299
- CHAU J.F., BAGTZOGLU A.C., WILLIG M.R. 2011. The effect of soil texture on richness and diversity of bacterial communities. *Environmental Forensics*, 12: 333–341. DOI: 10.1080/15275922.2011.622348
- CHEFETZ B., HATCHER P.G., HADAR Y., CHEN Y. 1996. Chemical and biological characterization of organic matter during composting of municipal solid waste. *Journal of Environmental Quality*, 25 (4): 776–785. DOI: 10.2134/jeq1996.00472425002500040018x
- KOŁODZIEJCZYK K. 2019. Networks of hiking tourist trails in the Krkonose (Czech Republic) and Peneda-Geres (Portugal) national parks comparative analysis. *Journal of Mountain Science*, 16 (4): 725–743. DOI: 10.1007/s11629-018-5228-3
- KOOIJMAN A.M., EMMER I.M., FANTA J., SEVINK J. 2000. Natural regeneration potential of the degraded Krkonose forests. *Land Degradation & Development*, 11 (5): 459–473. DOI: 10.1002/1099-145X(200009/10)11:5<459::AID-LDR407>3.0.CO;2-F
- LEHMANN J., BOSSIO D.A., KÖGEL-KNABNER I., RILLIG M.C. 2020. The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1: 544–553. DOI: 10.1038/s43017-020-0080-8
- LI M., CHEN L., ZHAO F., TANG J., BU Q., WANG X., YANG L. 2023. Effects of urban–rural environmental gradient on soil microbial community in rapidly urbanizing area. *Ecosystem Health and Sustainability*, 9: 0118. DOI: 10.34133/ehs.0118
- MIKYŠKA R., DEYL M., HOLUB J., HUSOVÁ M., MORAVEC J., NEUHÄUSL R., NEUHAUSLOVÁ-NOVOTNÁ Z. 1972. *Geobotanická mapa ČSSR 1. České země 1 : 200 000*. Praha, Academia a Kartografické nakladatelství: 1 mapa.
- MO L., ZANELLA A., SQUARTINI A., RANZANI G., BOLZONELLA C., CONCHERI G., PINDO M., VISENTIN F., XU G. 2024. Anthropogenic vs. natural habitats: Higher microbial biodiversity pays the trade-off of lower connectivity. *Microbiological Research*, 282: 127651. DOI: 10.1016/j.micres.2024.127651
- MÜLLEROVÁ J., VÍTKOVÁ M., VÍTEK O. 2011. The impacts of road and walking trails upon adjacent vegetation: Effects of road building materials on species composition in a nutrient poor environment. *Science of the Total Environment*, 409 (19): 3839–3849. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.06.056
- NĚMEČEK J., MÜHLHANSELOVÁ M., MACKŮ J., VOKOUN J., VAVŘÍČEK D., NOVÁK P. 2011. *Taxonomický klasifikační systém půd České republiky*. Praha, Česká zemědělská univerzita: 94 s.
- NEUHÄUSLOVÁ Z., MORAVEC J., CHYTRÝ M., SÁDLO J., RYBNÍČEK K., KOLBEK J., JIRÁSEK J. 1998. *Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky 1:500 000*. Praha, Botanický ústav AV ČR: 1 mapa.
- OULEHLE F., CHUMAN T., HRUŠKA J., KRÁM P., MCDOWELL W.H., MYŠKA O., NAVRÁTIL T., TESAŘ M. 2017. Recovery from acidification alters concentrations and fluxes of solutes from Czech catchments. *Biogeochemistry*, 132: 251–272. DOI: 10.1007/s10533-017-0298-9
- PETTERS S., VARSADIYA M., LIEBMANN P., SCHNECKER J., GUGGENBERGER G., BÁRTA J., URICH T. 2024. Census of below-ground biota associated with permafrost affected soils of western Greenland, with a focus on trophic structure. *European Journal of Soil Biology*, 121: 103623. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2024.103623
- POSPÍŠIL F. 1964. Fractionation of humus substances of several soil types in Czechoslovakia. *Rostlinná výroba*, 10: 567–580.
- PURDON M., CIENCIALA E., METELKA V., BERANOVÁ J., HUNOVÁ I., CERNÝ M. 2004. Regional variation in forest health under long-term air pollution mitigated by lithological conditions. *Forest Ecology and Management*, 195 (3): 355–371. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.02.039
- REHSCUH S., JONARD M., WIESMEIER M., RENNENBERG H., DANNENMANN M. 2021. Impact of European beech forest diversification on soil organic carbon and total nitrogen stocks – A meta-analysis. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4. DOI: 10.3389/ffgc.2021.606669
- TEJNECKÝ V., BRADOVÁ M., BORŮVKA L., NĚMEČEK K., ŠEBEK O., NIKODEM A., ZENÁHLÍKOVÁ J., REJZEK J., DRÁBEK O. 2013. Profile distribution and temporal changes of sulphate and nitrate contents and related soil properties under beech and spruce forests. *Science of the Total Environment*, 442: 165–171. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.10.053
- TEJNECKÝ V., LULÁKOVÁ P., ŠANTRŮČKOVÁ H., KRÍŽOVÁ P., LEHEJČEK J., HÁJEK T., MERCL F., BÁRTA J., NĚMEČEK K., DRÁBEK O. 2025. Arctic willow (*Salix polaris*) exudation as a driver of microbial activity and soil formation in the high arctic tundra. *Biogeochemistry*, 168 (2): 30. DOI: 10.1007/s10533-025-01222-x
- THAI S., PAVLŮ L., TEJNECKÝ V., CHOVCANOVÁ S., HIN L., THET B., NĚMEČEK K., DRÁBEK O. 2023. Temporal changes in soil chemical compositions in acidified mountain forest soils of Czech Republic. *European Journal of Forest Research*, 142: 883–897. DOI: 10.1007/s10342-023-01564-x
- TINYA F., KOVÁCS B., BIDLÓ A., DIMA B., KIRÁLY I., KUTSZEGI G., LAKATOS F., MAG Z., MÁRIALIGETI S., NASCIMBENE J., SAMU F., SILLER I., SZÉL G., ÓDOR P. 2021. Environmental drivers of forest biodiversity in temperate mixed forests – A multi-taxon approach. *Science of the Total Environment*, 795: 148720. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.148720
- VACEK S., PODRÁZSKÝ V. 2006. *Lesy a ekosystémy nad horní hranicí lesa v národních parcích Krkonosů*. [Forests and ecosystems on the tree line in the national parks of the Giant Mts.] Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce: 112 s.
- VACEK S., VACEK Z., BÍLEK L., HEJCMANOVÁ P., STÍCHA V., REMES J. 2015. The dynamics and structure of dead wood in natural spruce-beech forest stand - a 40 year case study in the Krkonose National Park. *Dendrobiology*, 73: 21–32. DOI: 10.12657/denbio.073.003

SOIL BIODIVERSITY REFLECTS DIFFERENCES IN FOREST MANAGEMENT - AN EXAMPLE OF THE KRKONOŠE MTS. SOILS

SUMMARY

Soil biodiversity reflects human impact on forest soils. It can be assumed that biodiversity will decrease with the increasing degree of soil disturbance, compared to close-to-nature forests. The Krkonoše National Park (KRNAP; Czech Republic) is one of the oldest national parks in Europe, but even there, the forest environment has been influenced by humans for centuries. This paper aims to compare the soil environment and soil microbial biodiversity in habitats with different degrees of disturbance.

A close-to-nature beech forest (PL), an even-aged spruce monoculture (HL) and footpaths (CE) were selected as the sites with different levels of soil disturbance. Soil samples were taken from each area at 10 locations, based on the soil horizons (mixture of organic horizons FH, organo-mineral A and mineral B) (Fig. 1). The soil samples were dried for chemical analysis and sieved through a sieve with a mesh size of < 2 mm. The soil-forming substrate consisted of phyllites to mica-schist. The soil types diagnosed at the site were cambisols, haplic podzols and leptosols, and the humus form was mor.

Basic soil characteristics were determined, such as the amount of organic carbon (Cox) titrated with Mohr's salt after oxidation with a chromium-sulphur mixture. Active pH ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) in deionized water and the cation exchange capacity and exchangeable cations were extracted by 0.1 M BaCl_2 . The quality of soil organic matter was monitored using decomposition index and aromaticity index determined from infrared spectra of ground soil samples. Total DNA was isolated from the collected soil samples, and the variable regions of the V4 gene for 16S rRNA and V9 gene for 18S rRNA were amplified from it. Distances between samples and diversity indices were calculated from the composition of the communities to compare their diversity. The differences between the communities in the samples were shown in a two-dimensional graph using the non-metric multidimensional scaling (NMDS) method.

The monitored soil environment showed a strongly acidic pH (4.17 ± 0.11 , mean and standard deviation for all samples), with a lower pH found for HL compared to other sites, with the highest pH found in CE ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ of B horizons 4.63 ± 0.11). The amount of organic C (Cox) decreases with the depth of the soil environment, with the highest values found for FH PL horizons ($22.9 \pm 4.9\%$) (Fig. 2). The aromaticity of organic matter and the decomposition index decrease with the depth of the soil profile, and higher values were found especially for B horizons for CE compared to forest sites (Fig. 3). The paths showed higher active pH and saturation of the sorption complex compared to forest habitats, no differences were found in the amount of Cox between habitats, except for the FH horizon, where more Cox was determined in the near-natural stand. To assess the biodiversity of microorganisms, reciprocal values of the Simpson index and pairwise differences in community composition given by the NMDS method were used (Fig. 4). The maximum diversity of microorganisms was found for samples taken in the A horizon of the paths, where there is relatively greater environmental variability than for the corresponding horizons of forest habitats. Of the monitored soil properties, $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ and saturation with basic cations correlate best with the diversity of prokaryotes expressed by the reciprocal value of the Simpson index (Tab. 1). Thanks to the higher compaction of the paths, water can be retained in this habitat for longer, and at the same time an environment with a higher occurrence of anaerobic microhabitats is created compared to well-permeable forest soils. The paths are an intrusion into the forest environment and are a significant element in the biodiversity of the KRNAP forest environment, most likely due to the differences in the soil environment, lower acidity and higher availability of nutrients compared to acidic and nutrient-poor forest areas.

Zasláno/Received: 29. 05. 2025

Přijato do tisku/Accepted: 03. 09. 2025