**téma DP: Vliv hadcových substrátů na druhové složení fotobiontů lišejníků**

Všechny živé organismy potřebují ke svému růstu a správnému fungování alespoň stopové množství kovů. Nejinak je tomu u hub, které se díky své schopnosti akumulovat a přeměňovat prvky z prostředí staly nejvýznamnějšími hráči na poli biogeochemických procesů (Gadd, 1993). Některé houby dokáží určité (i pro ostatní organismy toxické) prvky přijímat a následně ukládat ve stélkách ve vysokých koncentracích, jedná se o tzv. hyperakumulátory (Sesli & Tüzen, 1999; Alonso *et al.*, 2003; García *et al.*, 2009). Děje se tak především v prostředí, které se vyznačuje vysokým obsahem daného prvku. Houby disponují funkčními detoxikačními mechanismy, kterými dokáží toxické prvky vyloučit ze stélky či imobilizovat, jako např. syntézou metallothioneinů (Khullar & Reddy, 2018). Rostliny mají také mechanismy, kterými se s vysokými koncentracemi toxických prvků vyrovnávají, např. syntézu fytochelatinů (Grill *et al.*, 1985; Cobbett, 2001). I přesto však zůstávají vůči stresu (např. z vysokého obsahu těžkých kovů v prostředí) citlivější. Pro rostliny je tedy výhodné spojení s houbou (především v podobě ektomykorhizy), která těžké kovy z prostředí vyváže, detoxikuje a nepustí k rostlině. Tento druh symbiózy pak rostlinám umožňuje osídlit i prostředí, ve kterém by jinak samy nepřežily (Hartley *et al*., 1997; Smith & Read, 2010).

V lišejníku poskytují obdobné služby mykobionti fotobiontům. Řasy jsou, stejně jako cévnaté rostliny, schopny syntézy peptidů fytochelatinů, které na sebe těžké kovy naváží a tím je detoxikují (Gekeler *et al*., 1988; Skowroński *et al.*, 1998; Sanità di Toppi *et al.*, 2002). Většinu těžkých kovů však detoxikuje mykobiont. Důvodů existuje hned několik. Mykobiont může tvořit až 90 % hmoty stélky lišejníku (Ahmadjian, 1993), tudíž je schopen na povrch buněčných stěn navázat více kovových iontů než buněčné stěny fotobionta, který je v lišejníku v menšině (Nieboer *et al.*, 1979; Goyal & Seaward, 1982; Brown & Beckett, 1985). Dále je to právě mykobiont, kdo produkuje sekundární metabolity (Fahselt *et al.*, 1973; Sarret *et al.*, 1998). Ty se také podílejí na vyvazování těžkých kovů a jejich vyloučení na povrch stélky (Purvis & Pawlik-Skowrońska, 2008). Mykobiont syntetizuje i látky funkčně podobné řasovým fytochelatinům – methallothioneiny a glutathiony, které by bylo možné nazvat pomyslnou „krabičkou poslední záchrany“. K jejich syntéze totiž dochází ve chvíli, kdy se kovy ve stélce nahromadí ve velkém množství a jejich ionty proniknou dovnitř buněk mykobionta (Bačkor & Fahselt, 2008). Fotobionti jsou obecně vůči abiotickému stresu citlivější (Ahmadjian, 1993; Bačkor & Fahselt, 2008), tudíž lze předpokládat, že rozšíření lišejníku ovlivňuje především schopnost fotobionta v takovém prostředí přežít (Osyczka *et al.*, 2021). Je tedy možné, že mykobiont minimalizuje stres, který na fotobionta dopadá, čímž rozšiřuje svou (i jeho) ekologickou niku.

Lišejníky jsou, s výjimkou tripartitních druhů, stále vnímány jako soužití jednoho druhu houby a jednoho druhu řasy, případně sinice. Otázka *„Co je to lišejník?“* však stále visí ve vzduchu. V posledním desetiletí se stále více začíná diskutovat o dalších organismech, které mohou být součástí lišejníku, a jejich funkci v něm. Jedná se o bakterie, kvasinky nebo další druhy/rody fotobiontů (Uphof, 1925; Muggia *et al.*, 2014; Spribille *et al.*, 2016; Wedin *et al.*, 2016; Vančurová *et al.*, 2018). Ve výběru vhodných fotobiontů hrají roli podmínky prostředí. Mykobiont pravděpodobněji vstoupí do symbiózy s fotobiontem, který je pro daný habitat nejlépe adaptovaný (Muggia *et al.*, 2014). V prostředí, které se často mění, je pak výhodné umět si ve stélce udržet více různých fotobiontů a pro růst si vybrat toho, který je na dané podmínky nejlépe adaptovaný (Muggia *et al.*, 2014; Park *et al.*, 2015; Osyczka *et al.*, 2021).

Druhová skladba fotobiontů byla zatím zkoumána především na antropogenních stanovištích bohatých na kovy, např. na výsypkách, haldách (Osyczka *et al.*, 2021; Rola *et al.*, 2021). V těchto pracích bylo zjištěno, že lišejníky obsahují jiné fotobionty než lišejníky z lokalit, které o kovy obohacené nejsou, ale také, že lišejníky z těchto substrátů mohou ve stélce obsahovat více fotobiontů. Na hadcích, tedy z hlediska vysokého obsahu těžkých kovů analogických přírodních substrátech, zatím žádná studie zabývající se fotobionty provedena nebyla. Nabízí se tedy otázky: Jaká je druhová skladba fotobiontů lišejníků rostoucích na hadcích? Vyskytuje se na hadcích více druhů fotobiontů v jedné stélce?

**Literatura:**

Ahmadjian V. 1993. The lichen symbiosis*.* John Wiley, New York. 266 pp.

Alonso J., García M.A., Pérez-López M. & Melgar M.J. 2003. The Concentrations and Bioconcentration Factors of Copper and Zinc in Edible Mushrooms. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. **44**: 180–188.

Bačkor M. & Fahselt D. 2008. Lichen photobionts and metal toxicity. Symbiosis. **46**: 1–10.

Brown D.H. & Beckett R.P. 1985. Intracellular and Extracellular Uptake of Cadmium by the Moss Rhytidiadelphus squarrosus. Annals of Botany. **55**: 179–188.

Cobbett C.S. 2001. Heavy Metal Detoxification in Plants: Phytochelatin Biosynthesis and Function. IUBMB Life. **51**: 183–188.

Fahselt D., Hayden D.B. & Mirando M. 1973. Structure of the lichen Parmelia aurulenta. Canadian Journal of Botany. **51**: 2197–2200.

Gadd G.M. 1993. Interactions of fungi with toxic metals. New Phytologist. **124**: 25–60.

García M.Á., Alonso J. & Melgar M.J. 2009. Lead in edible mushroomsLevels and bioaccumulation factors. Journal of Hazardous Materials. **167**: 777–783.

Gekeler W., Grill E., Winnacker E.-L. & Zenk M.H. 1988. Algae sequester heavy metals via synthesis of phytochelatin complexes. Arch. Microbiol. **150**: 197–202.

Goyal R. & Seaward M.R.D. 1982. Metal Uptake in Terricolous Lichens III Translocation in the Thallus od Peltigera Canina. New Phytologist. **90**: 85–98.

Grill E., Winnacker E.-L. & Zenk M.H. 1985. Phytochelatins: The Principal Heavy-Metal Complexing Peptides of Higher Plants. Science. **230**: 674–676.

Hartley J., Cairney J.W.G. & Meharg A.A. 1997. Do ectomycorrhizal fungi exhibit adaptive tolerance to potentially toxic metals in the environment ?. Plant and Soil. **189**: 303–319.

Khullar S. & Reddy M.S. 2018. Ectomycorrhizal Fungi and Its Role in Metal Homeostasis through Metallothionein and Glutathione Mechanisms. CBIOT. **7**: 231–241.

Muggia L., Pérez-Ortega S., Kopun T., Zellnig G. & Grube M. 2014. Photobiont selectivity leads to ecological tolerance and evolutionary divergence in a polymorphic complex of lichenized fungi. Annals of Botany. **114**: 463–475.

Nieboer E., Richardson D.H.S., Lavoie P. & Padovan D. 1979. The role of metal-ion binding in modifying the toxic effects of sulphur dioxide on the lichen Umbilicaria muhlenbergii I. Potassium efflux studies. New Phytol. **82**: 621–632.

Osyczka P., Lenart-Boroń A., Boroń P. & Rola K. 2021. Lichen-forming fungi in postindustrial habitats involve alternative photobionts. Mycologia. **113**: 43–55.

Park C.H., Kim K.M., Elvebakk A., Kim O., Jeong G. & Hong S.G. 2015. Algal and Fungal Diversity in Antarctic Lichens. J Eukaryotic Microbiology. **62**: 196–205.

Purvis O.W. & Pawlik-Skowrońska B. 2008. Lichens and metals. pp. 175–200. British Mycological Society Symposia Series, Elsevier,

Rola K., Lenart-Boroń A., Boroń P. & Osyczka P. 2021. Heavy-metal pollution induces changes in the genetic composition and anatomical properties of photobionts in pioneer lichens colonising post-industrial habitats. Science of The Total Environment. **750**: 141439.

Sanità di Toppi L., Prasad M.N.V. & Ottonello S. 2002. Metal Chelating Peptides and Proteins in Plants. pp. 59–93. In: Prasad M.N.V. & Strzałka K. (eds), Physiology and Biochemistry of Metal Toxicity and Tolerance in Plants, Springer Netherlands, Dordrecht.

Sarret G., Manceau A., Cuny D., Van Haluwyn C., Déruelle S., Hazemann J., Soldo Y., Eybert-Bérard L. & Menthonnex J. 1998. Mechanisms of Lichen Resistance to Metallic Pollution. Environ. Sci. Technol. **32**: 3325–3330.

Sesli E. & Tüzen M. 1999. Levels of trace elements in the fruiting bodies of macrofungi growing in the East Black Sea region of Turkey. Food Chemistry. **65**: 453–460.

Skowroński T., De Knecht J.A., Simons J. & Verkleij J.A.C. 1998. Phytochelatin synthesis in response to cadmium uptake in *Vaucheria* (Xanthophyceae). European Journal of Phycology. **33**: 87–91.

Smith S.E. & Read D.J. 2010. Mycorrhizal Symbiosis*.* Academic Press, 815 pp.

Spribille T., Tuovinen V., Resl P., Vanderpool D., Wolinski H., Aime M.C., Schneider K., Stabentheiner E., Toome-Heller M., Thor G., Mayrhofer H., Johannesson H. & McCutcheon2 J.P. 2016. Basidiomycete yeasts in the cortex of ascomycete macrolichens. Science. **353**: 488–492.

Uphof J.C.Th. 1925. The Occurrence of Purple Bacteria as Symbionts of a Lichen. American Journal of Botany. **12**: 97–103.

Vančurová L., Muggia L., Peksa O., Řídká T. & Škaloud P. 2018. The complexity of symbiotic interactions influences the ecological amplitude of the host: A case study in *Stereocaulon* (lichenized Ascomycota). Mol Ecol. **27**: 3016–3033.

Wedin M., Maier S., Fernandez‐Brime S., Cronholm B., Westberg M. & Grube M. 2016. Microbiome change by symbiotic invasion in lichens. Environmental Microbiology. **18**: 1428–1439.