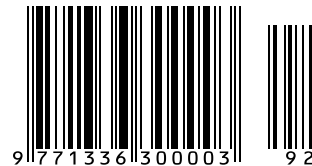


ISSN 1336-300X



Acta Facultatis Ecologiae



FAKULTA EKOLÓGIE
A ENVIRONMENTALISTIKY

Journal of Faculty of Ecology and Environmental Sciences
Technical University in Zvolen

Volume 41
2019 – 2

PŮVODNÉ VEDECKÉ PRÁCE / ORIGINAL SCIENTIFIC ARTICLES

DIVIÁKOVÁ, A.
VÝZNAM BIOTOPOV V ÚZEMNOM SYSTÉME EKOLOGICKEJ STABILITY REGIONÁLNEJ ÚROVNE
THE IMPORTANCE OF HABITATS IN THE TERRITORIAL SYSTEM OF ECOLOGICAL STABILITY
OF THE REGIONAL LEVEL 7

PERHÁČOVÁ, Z. SEČKÁR, M. & KVASNOVÁ, S.
ANALÝZA VÝZNAMNÝCH SKUPÍN MIKROORGANIZMOV V ŠPANEJ DOLINE
ANALYSIS OF IMPORTANT GROUPS OF MICROORGANISMS IN THE ŠPANIA DOLINA 21

PREHEADOVÉ PRÁCE – REVIEWS

DUBŠÍKOVÁ, V., SCHWARZ, M. & PERHÁČOVÁ, Z.
CHARAKTERISTIKA NAJVÝZNAMNEJŠÍCH ZDROJOV BANSKÝCH VŮD NA SLOVENSKU
CHARACTERIZATION OF THE MINE WATER MOST IMPORTANT SOURCES IN SLOVAKIA..... 29

PONIŠT, J. & SAMEŠOVÁ, D.
ANAERÓBNA DIGESCIA TUHÉHO KOMUNÁLNEHO ODPADU
ANAEROBIC DIGESTION OF MUNICIPAL SOLID WASTE USING..... 39

INŠTRUKCIE AUTOROM PRE PUBLIKOVANIE V ACTA FACULTATIS ECOLOGIAE

Acta Facultatis Ecologiae je vedecký časopis Fakulty ekológie a environmentalistiky Technickej univerzity vo Zvolene, ktorý vychádza ako periodikum a od roku 2007 je členený na dve sekcie: ekologickú a environmentálnu. Uverejňuje **pôvodné** recenzované vedecké práce tematicky zamerané v **sekcii Ekológia** na krajinnú ekológiu, krajinné plánovanie a tvorbu krajiny, ekológiu populácií a v **environmentálnej sekcii** na problematiku antropogénnych vplyvov na prostredie, ako aj filozofické aspekty vzťahov človeka a prírody. Okrem **vedeckých prác** je v časopise možné publikovať teoretické a syntetické práce, **Prehľadové články (reviews)** a **Recenzie** knižných publikácií z uvedených oblastí.

Príspevky na uverejnenie schvaľuje redakčná rada, ktorá zároveň určuje recenzentov príspevkov. Recenzent zhodnotí obsah práce, jej prínos a formálne náležitosti a odporúča príspevok na publikovanie. V prípade nesúhlasu autora s posudkom recenzenta rozhoduje o uverejnení príspevku redakčná rada.

Všeobecné pokyny

1. Príspevok musí byť svojim zameraním **v súlade s obsahovým zameraním časopisu**.
2. Vedecký príspevok musí byť **pôvodnou prácou**, t.j. nesmie byť publikovaný alebo zaslaný na publikovanie do inej redakcie. Za pôvodnosť práce i za vecnú správnosť zodpovedá autor.
3. Cieľ práce má byť jasne formulovaný. Príspevok má tvoriť ucelený, logicky usporiadaný prehľad nových pôvodných poznatkov a ich kritické hodnotenie s konkrétnymi závermi.
4. Experimentálny alebo teoretický prístup má byť primeraný. Pracovný postup má byť opísaný spôsobom, umožňujúcim jeho reprodukciu. Experimentálne údaje majú byť štanovené so spoľahlivosťou zodpovedajúcou súčasnej technike a majú byť správne interpretované.
5. Rozsah práce má zodpovedať jej vedeckému prínosu a **nemal by prekročiť 15 strán A4** napísaných v textovom editore podľa predlohy, vrátane tabuliek a grafov. Ilustrácie a tabuľky majú byť úsporné a výstižné, pričom rovnaké údaje nemožno uvádzať duplicitne v oboch formách.
6. **Príspevok** môže byť napísaný v slovenskom, českom alebo v anglickom jazyku. Za úroveň jazyka zodpovedá autor. **Abstrakt** sa uvádza vždy v anglickom jazyku. **Súhrn** je uvedený v slovenskom jazyku, len ak je celý príspevok napísaný v anglickom jazyku.

Rukopis príspevku ako i konečná verzia príspevku (t.j. rukopis po recenznom a redakčnom pripomienkovaní a následnom spracovaní pripomienok autorom) musia byť zaslané v tlačenej forme a zároveň doručené v elektronickej podobe, resp. zaslané e-mailom na journalafezv@gmail.com, resp. výkonným alebo technickým redaktorom príslušnej sekcie (vid. web stránku http://www.tuzvo.sk/sk/organizacna_struktura/fakulta_ekologie_a_environmentalistiky/veda_a_vyskum/acta_facultatis_ecologiae/acta_facultatis_ecologiae.html)

Termín dodania rukopisov je 31. január a 15. júl príslušného roku.

Recenzie je možné zasielať priebežne. Publikované budú v najbližšom čísle časopisu.

Acta Facultatis Ecologiae

Journal of Faculty of Ecology and Environmental Sciences
Technical University in Zvolen

Volume 41
2019

Editorial Board

Editor-in-Chief
Michal Wiezik

Vice-Editor-in-Chief
Dagmar Samešová

Executive Editor
Andrea Diviaková – Ecological Section
Andrea Zacharová – Environmental Section

Technical Editors
Anna Ďuricová, Miroslav Vanek

Members

Magdaléna Bálintová, Barbara Bialecka, Ján Gáper, František Hnilička, László Miklós, Volodymyr Nykyforov, Branislav Olah, Peter Ondrišík,
Andrej Oriňák, František Petrovič, Magdaléna Pichlerová, Artur Radecki-Pawlik, Tamás Rétfalvi,
Dagmar Samešová, Marián Schwarz, Branko Slobodník, Slavomír Stašiov,
Jaroslava Vrábliková

List of Reviewers Acta Facultatis Ecologiae 41

Helena Hybská, Hana Ollerová, Dagmar Samešová, Andrea Zacharová

© Technická univerzita vo Zvolene

ISSN 1336-300X

Všetky práva vyhradené. Nijaká časť textu ani ilustrácie nemôžu byť použité na ďalšie šírenie akoukoľvek formou bez predchádzajúceho súhlasu autorov alebo vydavateľa.

OBSAH / CONTENT

PŮVODNÉ VEDECKÉ PRÁCE / ORIGINAL SCIENTIFIC ARTICLES

DIVIAKOVÁ, A.

Význam biotopov v územnom systéme ekologickej stability regionálnej úrovne

The importance of habitats in the territorial system of ecological stability

of the regional level 7

PERHÁČOVÁ, Z. SEČKÁR, M. & KVASNOVÁ, S.

Analýza významných skupín mikroorganizmov v Španej doline

Analysis of important groups of microorganisms in the Špania dolina 21

PREHLADOVÉ PRÁCE – REVIEWS

DUBŠÍKOVÁ, V., SCHWARZ, M. & PERHÁČOVÁ, Z.

Charakteristika najvýznamnejších zdrojov banských vôd na Slovensku

Characterization of the mine water most important sources in Slovakia..... 29

PONIŠT, J. & SAMEŠOVÁ, D.

Anaeróbná digescia tuhého komunálneho odpadu

Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste Using 39

PÔVODNÉ VEDECKÉ PRÁCE
ORIGINAL SCIENTIFIC ARTICLES

VÝZNAM BIOTOPOV V ÚZEMNOM SYSTÉME EKOLOGICKEJ STABILITY REGIONÁLNEJ ÚROVNE

ANDREA DIVIAKOVÁ

Katedra biológie a všeobecnej ekológie, Fakulta ekológie a environmentalistiky Technickej univerzity vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 01 Zvolen, e-mail: diviakova@tuzvo.sk

ABSTRACT

Diviaková A.: **The importance of habitats in the territorial system of ecological stability of the regional level**

The Territorial System of Ecological Stability (TSES) is an original type of ecological network, representing the concept of nature protection and biodiversity. Different types of habitats are the basis for earmarking proposals. The paper presents a number of proposals and their management measures at the regional level, on the example of the district of Skalica. In the southern part of the district there are well-developed grassland habitats. Significant ecosystems are alluvial meadows, which are in contact with floodplain forests, woody composition close to the original forest. There are also extensive oak and pine forests. The mosaic of natural habitats is also complemented by water and marsh vegetation, vegetation of flowing and standing waters. Mesophilic and xerothermal grasslands are present from secondary communities. The exclusion of gene pool sites and ecologically important segments of the landscape is an important moment in the design of biocentres and biocorridors. 3 biocentres of supra-regional significance, 3 biocorridors of supra-regional importance (1 hydric, 2 terrestrial), 5 biocentres of regional importance, 6 biocorridors of regional importance were proposed within the area. A functional regional TSES framework and implementation of the system of ecostabilizing and management measures may contribute to increasing diversity of the territory and improvement of its spatial ecological stability.

Key words: stability, habitats, ecological networks, management measures

ÚVOD

Jednou z hlavných vedeckých výziev 21. storočia je porozumieť rozsahu zmien biodiverzity, ktorá je dôsledkom ľudskej expanzie (Dirzo, Raven, 2003), a či táto zmena nepriaznivo ovplyvňuje fungovanie biosféry a blaho ľudskej spoločnosti (Naeem et al., 2009). Dôveryhodné údaje a modely naznačujú, že biodiverzita sa stráca (Butchart et al., 2010). Zmena krajinnej pokrývky je primárnou príčinou zmeny biodiverzity a strata biotopov je jadrom odhadov miery celosvetového a regionálneho vyhynutia (napr. Lawton, May, 1995; Pimm et al., 1995; Pimm, Raven, 2000). Ostatné antropogénne faktory, ako napríklad zmena podnebia či invázne druhy, majú stále väčší význam, ale ich vplyvy na biodiverzitu v budúcnosti pravdepodobne budú súvisieť s transformáciou biotopov (Darling, Côté, 2008). Vplyvy transformácie biotopov na biodiverzitu sú zložité a menia nielen

druhové bohatstvo a rozmanitosť, ale aj charakter druhových interakcií, ktoré ich spájajú v ekologických sieťach a funkcie, ktoré druhy a biotopy plnia (Morris, 2010).

Transformácia biotopov môže sledovať kombináciu straty, degradácie a fragmentácie biotopov (Gonzalez et al., 2011). Ťažkosť s hodnotením účinkov fragmentácie biotopov preto viedli k značným sporom spojeným s myšlienkou, že práve fragmentácia biotopov ako taká je významnou príčinou straty biodiverzity (Fahrig, 2003; Yaacobi et al., 2007). Niektoré štúdie tvrdia, že dôkazy o fragmentácii biotopov ako o hlavnom faktore spôsobujúcom stratu biodiverzity sú slabé (Yaacobi et al., 2007). Nedávne prehľady (Debinski, Holt, 2000; Ewers, Didham, 2006) však naznačujú opak a opakovane zisťujú, že fragmentačné účinky sú početné a niekedy veľké, ale často sa spájajú s odpoveďami druhov na iné formy environmentálnych zmien, ktoré pôsobia synergicky

s fragmentáciou. Účinky fragmentácie sú najvýraznejšie vtedy, keď je zostávajúce množstvo biotopov nízke (Andrén, 1994). Avšak tieto účinky môžu byť vyvážené priestorovým usporiadaním biotopov, ktoré podporuje pohyby druhov s cieľom vytvoriť sieťový systém fragmentov biotopu (Huxel, Hastings, 1999).

Zníženie rozmanitosti krajinných štruktúr, rozsiahla fragmentácia a strata prírodných a poloprírodných biotopov spôsobená antropogénnou činnosťou však významne zmenila krajinu v Európe, najmä v jej západnej a centrálnej časti. Teoretickým východiskom pre formovanie názorov na riešenie problematiky rozdrobovania prírodných území a koncepcie ekologických sietí v krajine sa pre všetky typy ekologických sietí stala teória ostrovej biogeografie (Mac Arthur, Wilson, 1967) a teória metapopulácie (Opdam et al., 1995; Hanski, 1998).

Široko používaný európsky prístup považuje teda ekologické siete za koherentné (súvislé, spojené) zoskupenia prírodných a poloprírodných krajinných prvkov, ktoré je potrebné zachovať, manažovať prípadne obnoviť tak, aby sa zabezpečil priaznivý stav ekosystémov, biotopov, druhov regionálneho významu v ich tradičnom rozsahu (Bennett, 1998). Popri tomto prístupe existuje vo svete široká škála pomenovaní pre tieto priestorové koncepty: „greenways“ (Ahern, 1995; Hobbs, 1997; Viles a Rosier, 2001), „ecological infrastructure, ecological framework“ (van Buuren a Kerkstra, 1993), „extensive open space systems, multiple use nodules, wildlife corridors, landscape restoration network“ (Ahern, 1995), „habitat networks“, „territorial systems of ecological stability“, „framework of landscape stability“ (Jongman, 1995; Miklós et al., 2019), „the network of ecologically compensating areas“ (Mander et al., 1988). Ekologické siete sú však aj napriek spomínanému prístupu chápané veľmi rôznorodo. V porovnaní s tradičným prístupom zameraným na biodiverzitu sa v niektorých koncepciách zohľadňujú aj materiálne a energetické cykly, sociálno-ekonomické a sociálno-kultúrne aspekty. Sú väčšinou viacúrovňovým hierarchickým systémom (Cook, 2002; Villeumier & Prelaz-Droux, 2002). Ich hierarchia vychádza z priestorového rozsahu aj z funkcií (Mander et al., 2003).

V našom národnom prístupe ÚSES predstavuje celopriestorový systém ekologicky optimálnej štruktúry krajiny, ktorý je tvorený jednotlivými prvkami krajiny s rôznym stupňom ekologickej stability s rôznym využívaním, ale v celku zabezpečujúci: vnútorné fungovanie jednotlivých jadrových ekosystémov a fungovanie priestorových

vzťahov medzi nimi ako predpokladov priestorovej ekologickej stability krajiny a tým zachovania rôznorodosti podmienok aj foriem života (Miklós et al., 2019).

Koncepcia ÚSES úzko súvisí s koncepciami ako Paneurópska stratégia ochrany druhovej a krajinnej diverzity (PEBLs), z ktorej vychádza aj koncepcia Paneurópskej ekologickej siete (PEEN), ako aj Národné stratégie a koncepcie ekologických sietí, ďalej koncepcia NATURA 2000 – Smernica o ochrane vtákov a Smernica o ochrane biotopov (smernica Rady Európskych spoločenstiev č. 79/409/EHS; smernica Rady Európskych spoločenstiev č. 92/43/EHS), agroenvironmentálne programy, až konkrétne metodiky ako mapovanie lúk (Šeffner et al., 1999), nelesných a lesných biotopov (Ružičková et al. 1996; Stanová, Valachovič (eds.), 2002; ŠOP, 2013; 2014), monitoringu biotopov a druhov európskeho významu (Saxa et al., 2015) a pod.

ÚSES má 2 rovnocenné hlavné časti, kostru (systém biocentier, biokoridorov, interakčných prvkov) a systém ekostabilizačných opatrení. Kľúčové prvky kostry ÚSES – biocentrá, biokoridory a interakčné prvky zabezpečujú fungovanie nasledovných najdôležitejších vzťahov:

- biocentrá – potravný reťazec, podmienky reprodukčného cyklu (rozmnožovanie a výchova potomstva), podmienky pre fyzické zachovanie, ochranu, odpočinok a úkryt,
- biokoridory a interakčné prvky – prekonanie bariér, ktoré izolujú ekosystémy od seba, výmenu genetických informácií a migráciu, ako aj interakciu rôznych ekosystémov s rôznou stabilitou (významnú úlohu hrajú najmä liniové spoločenstvá, ekotóny).

Tvorba ÚSES v SR prebieha na 3 úrovniach, nadregionálnej, regionálnej a lokálnej. Regionálny územný systém ekologickej stability (RÚSES) sa zameriava na ochranu rozmanitosti podmienok a foriem života a na dosiahnutie ekologickej stability spravidla na území okresu; tvorí podklad pre územný plán regiónu a územný plán obce, tvorbu dokumentov miestneho územného systému ekologickej stability, rozhodovanie orgánov ochrany prírody a praktickú starostlivosť o osobitne chránené časti prírody a krajiny. Od roku 2009 prebieha aktualizácia dokumentov RÚSES v rámci riešenia projektu z OP ŽP „Podpora ochrany lokalít NATURA 2000 začlenením do celopriestorového systému ekologickej stability,“ ktoré spracovávala Slovenská agentúra životného prostredia. Ďalej sa spracovávajú dokumenty regionálnych územných systémov ekologickej stability pre potreby vytvorenia základnej východiskovej bázy pre reguláciu

návrhu budovania zelenej infraštruktúry realizované v rámci projektu OP KŽP z Kohézneho fondu (napr. Špilárová et al., 2019). Hierarchické úrovne majú predovšetkým význam metodický pri tvorbe projektov a realizácii ÚSES, ako aj význam praktický, pri začleňovaní projektov ÚSES do územných plánov rôznych stupňov. ÚSES ako kľúčový prvok integrovaného manažmentu životného prostredia má uplatnenie aj v iných inštitucionálnych nástrojoch, napr. vo vodných plánoch, v plánoch manažmentu povodí a povodňových rizík či v projektoch pozemkových úprav, ktorých je povinnou súčasťou (Miklós et al., 2011).

Reálna vegetácia v projektoch ÚSES má veľmi dôležité postavenie. Genofondové lokality, ekologicky významné segmenty krajiny a samotné prvky kostry ÚSES (biocentrá, biokoridory, interakčné prvky) predstavujú rôzne typy biotopov. Genofondová lokalita predstavuje územie, v ktorom sa vyskytujú chránené, vzácne alebo ohrozené druhy rastlín alebo živočíchov na pomerne zachovalých alebo prírode blízkych biotopoch, alebo sa vyskytujú druhy rastlín a živočíchov typické pre danú oblasť alebo menšie územie (nemusia patriť medzi chránené a pod.) a potenciálne by sa mohli z genofondových plôch šíriť do okolia, ak by sa zmenili podmienky a využívanie okolitej krajiny. Genofondové lokality majú veľký význam pre zachovanie biodiverzity a genofondu územia. Nie sú legislatívne vymedzenou kategóriou a nie je v nich určený žiadny stupeň ochrany. Niektoré významné genofondové lokality sú zahrnuté do systému chránených území. V rámci spracovávania regionálnych územných systémov ekologickej stability sa genofondové lokality, t. j. lokality, ktoré sú v danom území najvýznamnejšie z hľadiska biodiverzity územia (najvýznamnejšie druhy rastlín a živočíchov a ich biotopy) vyčleňujú ako základ pre stanovenie kostry územného systému ekologickej stability.

Ekologicky významné segmenty krajiny sú časti krajiny, ktoré sú tvorené alebo v nich prevládajú ekosystémy s relatívne vyššou ekologickou stabilitou. Vyznačujú sa trvalosťou bioty a ekologickými podmienkami umožňujúcimi existenciu druhov prirodzeného genofondu krajiny (Löw, 1995). Ich súčasťou sú vzácne prirodzené a prírode blízke biotopy z hľadiska ochrany genofondu, ako aj územia, ktoré plnia vyrovnávaciu funkciu (tlmia negatívne dôsledky ľudskej činnosti), ochranu významných zložiek krajiny a ochranu krajinného systému proti negatívnym degradačným a destabilizačným procesom.

Príspevok prezentuje hodnotenie biotopov ako podklad pre návrh genofondových loka-

lit, ekologicky významných segmentov krajiny a prvkov územného systému ekologickej stability regionálnej úrovne pre okres Skalica, ktorý bol spracovaný v rokoch 2018 a 2019.

CHARAKTERISTIKA ÚZEMIA

Riešené administratívne územie okresu Skalica z hľadiska geomorfologických pomerov patrí do alpsko-himalájskej sústavy. Väčšia časť územia patrí do podsústavy Panónska panva, k provincii Západopanónska panva, subprovincii Viedenská kotlina. Východnú časť radíme do podsústavy Karpaty, provincie Západné Karpaty, subprovincii Vonkajšie Západné Karpaty. Najvyššie položený bod na území okresu je vrch Čupy (574,3 m n. m.), ktorý leží v Bielych Karpatoch. Najnižšie položeným bodom je hladina rieky Morava na výtoku z okresu pri obci Brodské v nadmorskej výške 150 m n. m. Z hľadiska vertikálnej členitosti sa na území okresu nachádzajú 4 typy reliéfu od rovín až po vyššie vrchoviny. Viac ako 54 % územia predstavuje Chvojnícka pahorkatina, ktorá sa z geologického hľadiska radí k neogénym sedimentárnym panvám Vnútrotných Západných Karpát. Viac ako 20 % územia okresu zaberá Dolnomoravský úval s podcelkom Dyjsko-moravská niva. Ten sa rozprestiera pozdĺž severozápadnej hranice s Českou republikou. Takmer 21 % územia okresu predstavuje Borská nížina, ktorá má relatívne pestrú geologickú stavbu. Ide o plošne najväčšie územie viatych pieskov, ktoré vznikli rozviatím terás rieky Morava. Na východ okresu zasahujú Biele Karpaty. Z geologického hľadiska môžeme Biele Karpaty rozdeliť na 2 časti: prvá väčšia časť pohoria je tvorená flyšovým podkladom, druhá predstavuje bradlové pásmo. Prevládajúcim pôdnym typom je kambizem, ktorá tvorí 26,34%. Druhým najviac zastúpeným pôdnym typom na území okresu je černoziem, s 26,27% plochy celkovej rozlohy (Špilárová et al., 2019).

Územie okresu spadá do čiastkového povodia Morava. Medzi významné vodné plochy v území patria vodná nádrž Petrova Ves, Radošovce a Adamovské jazerá. Územie zasahuje do miernej a teplej oblasti. Priestorová diferenciácia priemerných ročných teplôt koreluje s nadmorskou výškou. Priemerné ročné teploty sa pohybujú od najnižších 7,67 °C až po najvyšších 9,91 °C, priemerný ročný úhrn zrážok od minima 534 mm až po maximálnych 849 mm a priemerný počet dní so snehovou pokrývkou od minima 32 dní až po maximum 70 dní (Špilárová et al., 2019).

Najrozšírenejší typ potenciálnej prirodzenej vegetácie predstavujú dubovo-hrabové lesy karpatské (*Carici pilosae-Carpinenion betuli*).

Územie okresu bolo v minulosti pokryté takmer súvislými lesmi, ktoré boli z väčšej časti vyklčované a premenené na lúky, pasienky a ornú pôdu. Klimatické a geomorfologické pomery územia podmieňujú vysokú druhovú pestrosť vegetácie, kde sa striedajú druhy horské, pozostatky z chladnejších období, s druhmi typickými pre teplé a suché stanovištia. V južnej časti okresu, v okolí obce Gbely sa ešte vyskytujú dobre vyvinuté pieskomilné spoločenstvá. V súčasnosti sa lesné spoločenstvá vyskytujú na lesných pozemkoch s výmerou 9 065,14 ha, t. j. cca 25% z celkovej rozlohy okresu. K najrozšírenejším lesným spoločenstvám patria dubové a borovicové lesy. Medzi menej rozšírené typy patria bukové a zmiešané bukové lesy s hrabom, dubom a ostatnými listnáčmi, rozlohou malé smrekové lesy s bukom, smrekovcom a borovicou, hrabové porasty rôzneho pôvodu alebo mäkké či tvrdé luhy, ktoré sa šíria najmä po západnej hranici územia, alúviom rieky Morava. K spoločenstvám nelesnej drevinovej vegetácie patria trnkové kroviny, ktoré predstavujú buď mezofilné, častejšie však teplomilné xerothermné spoločenstvá. Ďalším typom NDV sú mokradňové spoločenstvá vrbových krovín, popri cestách sa vyskytujú stromoradia, vysadené jednoradové línie prevažne ovocných drevín. Rozšíreným typom lúčnych spoločenstiev sú nížinné a podhorské kosné lúky. K ďalším typom mezofilných trávnych porastov patria mätonohové pasienky. Na krátkodobu zaplavovaných alúviách riek a potokov a v podmáčaných terénnych depresiách sa roztrúsene po celom okrese vyskytujú vysokobylinné spoločenstvá na vlhkých lúkach, aluviálne lúky, spoločenstvá vysokých ostríc a tráv.

Suchomilné travinno-bylinné spoločenstvá patria k typom rastlinných spoločenstiev s ojedinelým výskytom. Zriedkavo rozšírené sú aj xerothermné travinno-bylinné spoločenstvá na plytkých humusovo karbonátových pôdach.

Z vodných spoločenstiev sa v území vyskytuje vegetácia prirodzených eutrofných a mezotrofných vôd s ponorenými a na hladine plávajúcimi vodnými rastlinami, ďalej rieky s bahňitými až piesočnatými brehmi s vegetáciou zväzov *Chenopodium rubri p.p.* a *Bidentition p.p.* a nížinné až horské vodné toky s vegetáciou zväzu *Ranuncion fluitantis* a *Callitricho-Batrachion*.

Významným plošným prvkom je veľkoblková orná pôda so segetálnou vegetáciou. Ruderálna vegetácia je zastúpená najmä nitrofilnou a teplomilnou vegetáciou mimo sídiel. V území

sa vyskytujú aj rýchlo sa šíriace nepôvodné druhy rastlín (napr. *Fallopia japonica*, *Solidago gigantea*, *Aster novi-belgii*, *Asclepias syriaca*, *Erigeron annuus*), najmä pozdĺž koridorov prírodného a antropogénneho charakteru.

Na jednotlivé typy biotopov sú viazané zocenenízy s výskytom charakteristických živočíšnych druhov (zocenenízy tečúcich a stojatých vôd, lesné zocenenízy, zocenenízy lúčnych a pasienkových biotopov, zocenenízy orných pôd a pod.).

MATERIÁL A METÓDY

Mapovanie, hodnotenie a návrhy genofondových lokalít, ekologicky významných segmentov krajiny a prvkov ÚSES boli spracované v zmysle metodických pokynov na vypracovanie dokumentov RÚSES (Bohálová et al., 2014), spracované v programe ArcMap.

Pri získavaní informácií o biotopoch, o genofondových lokalitách, ekologicky významných segmentoch a významných prvkoch RÚSES sme sa opierali o niekoľko typov podkladov: publikované správy, dokumentácia RÚSES okresu Senica (1994), literárne údaje, dostupné mapové podklady a rôzne databázy, vlastné terénne pozorovania.

VÝSLEDKY

Reprezentatívnosť, unikátnosť biotopov

V riešenom území bolo identifikovaných 26 typov biotopov, významných z hľadiska spracovania dokumentácie ÚSES regionálnej úrovne. Jedná sa o biotopy európskeho a národného významu, ktoré sú zaradené v zmysle Katalógu biotopov Slovenska (Stanová, Valachovič, 2002) do nasledovných formačných skupín: lesy, vodné biotopy, nelesné brehové porasty, krovinné biotopy, teplo a suchomilné travinno-bylinné porasty, lúky a pasienky, ruderálne biotopy. Ďalšie ich hodnotenie spočívalo v posúdení súčasného výskytu, biogeografického statusu a spoločenskej hodnoty biotopu (tab. 1).

Tab. 1 Hodnotenie rozmanitosti a výskytu biotopov okresu Skalica

Tab. 1 Evaluation of diversity and occurrence of habitats of the Skalica district

Národný kód	Názov biotopu	Kód NATURA 2000	Biotop prioritný (P), európskeho významu (EV), národného významu (NV) a ostatné (O)	Súčasný výskyt biotopu	Biogeografický status	Spoločenská hodnota (€/m ²)
Ls1.1	Výbovo-topoľové nížinné lužné lesy	91E0*	P	B	4	17,92
Ls1.3	Jaseňovo-jelšové podhorské lužné lesy	91E0*	P	B	4	17,92
Ls2.2	Dubovo-hrabové lesy panónske a karpatské	91G0*	P	A	3	20,58
Ls3.1	Teplomilné submediteránne dubové lesy	91H0*	P	C	3	69,04
Ls3.3	Dubové nátržníkové lesy	91I0*	P	C	3	28,54
Ls4	Lipovo-javorové sutinové lesy	9180*	P	C	4	17,92
Kr6	Xerothermné kroviný	40A0*	P	B	3	18,58
Vo2	Prirodzené eutrofné a mezotrofné stojaté vody s vegetáciou plávajúcich a/alebo ponorených cievnatých rastlín typu <i>Magnopotamion</i> alebo <i>Hydrocharition</i>	3150	EV	A	1	12,28
Vo3	Prirodzené dystrofné stojaté vody	3160	EV	C	4	58,75
Vo4	Nížinné vodné toky s vegetáciou zväzu <i>Ranunculion fluitantis</i> a <i>Callitriche-Batrachion</i>	3260	EV	B	1	19,58
Br5	Rieky s bahňitými až piesočnatými brehmi s vegetáciou zväzov <i>Chenopodion rubri</i> p.p. a <i>Bidentition</i> p.p.	6430	EV	B	1	9,62
Tr1	Suchomilné travinno-bylinné a krovinové porasty na vápňitom substráte	6210	EV	A	3	24,56
Lk1	Nížinné a podhorské kosné lúky	6510	EV	A	1	21,24
Lk5	Vysokobylinné spoločenstvá na vlhkých lúkach	6430	EV	A	1	9,62
Lk8	Aluviálne lúky zväzu <i>Cnidion venosi</i>	6440	EV	C	4	21,24
Ls1.2	Dubovo-brestovo-jaseňové nížinné lužné lesy	91F0	EV	A	4	23,23
Ls3.6	Vlhko- a kyslomilné brezovo-dubové lesy	9190	EV	B	3	28,54
Ls5.1	Bukové a jedľovo-bukové kvetnaté lesy	9130	EV	A	1	19,25
Kr8	Výbové kroviný stojatých vôd	–	NV	A	–	6,63
Kr9	Výbové kroviný na zaplavovaných brehoch riek	–	NV	B	–	6,63
Lk3	Mezofilné pasienky a spásané lúky	–	NV	A	–	3,65
Lk7	Psiarkové aluviálne lúky	–	NV	B	–	8,63
Lk10	Vegetácia vysokých ostríc	–	NV	B	–	7,30
Ls2.1	Dubovo-hrabové lesy karpatské	–	NV	A	–	14,60
Ls6.1	Kyslomilné borovicové a dubovo-borovicové lesy	–	NV	C	–	23,23
Lk11	Trstinové spoločenstvá mokradí	–	O	A	–	–

EV – biotop európskeho významu

P – prioritný biotop európskeho významu

NV – biotop národného významu

O – ostatné

Súčasný výskyt biotopu

A – bežný

B – zriedkavý

C – ojedinelý

Biogeografický status

Vyjadruje rozšírenie biotopu v SR a okolitých krajinách, pri biotopoch európskeho významu je status prezatý z pracovných postupov v rámci prípravy sústavy NATURA 2000 (území európskeho významu):

- biotop je hojne rozšírený v SR a hojne rozšírený aj v iných krajinách,
- biotop sa v SR vyskytuje na okraji areálu rozšírenia, alebo je vzácny v SR a hojne rozšírený v iných krajinách,

3. biotop je hojne rozšírený v SR a vzácny v iných krajinách,
4. biotop je vzácny v SR a vzácny aj v iných krajinách,
5. biotop sa vyskytuje len v SR a je vzácny.

Poznámka: V tabuľke nie sú hodnotené ruderálne typy biotopov označených v Katalógu biotopov Slovenska (Stanová, Valachovič, 2002) písmenom X.

Spoločenská hodnota biotopu

V zmysle prílohy č.1 vyhlášky MŽP SR č. 158/2014 Z. z., ktorou sa mení a dopĺňa vyhláška Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky č. 24/2003 Z. z., ktorou sa vykonáva zákon č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny v znení neskorších predpisov)

Genofondové lokality

V rámci riešeného územia bolo vyčlenených 43 genofondových lokalít, zaujímavých výskytom vzácných či ohrozených druhov fauny a flóry alebo európsky významných biotopov. Najvýznamnejšie sú uvedené v tab. 2.

Tab. 2 Najvýznamnejšie genofondové lokality okresu Skalica

Tab. 2 The most important gene pool sites of the Skalica district

Označenie	Názov	Výmera (ha)	Charakteristika	Manažment
GL 1	Holičský les	1146	Tvrдый lužný les s relatívne prirodzeným druhovým zložením, v menšej miere aj výskyt porastov mäkkého lužného lesa a zvyšky mŕtvych ramien.	Ponechať súčasné využitie, šetrné postupy manažmentu lesa, odstraňovanie nelegálnych skládok odpadu.
GL2	Lipa (Talír)	11,1	Mŕtve rameno rieky Moravy a komplex susediacich biotopov – vodná vegetácia, litorálna vegetácia, lúky, kroviny, brehové porasty a lužný les. Výskyt ohrozených druhov rastlín. Časť lokality je chránená formou CHA Štepnické rameno.	Manažment druhových invázií, zachovanie brehových porastov, kosiť lúčne porasty medzi ramenom a riekou, bez používania agrochemikálií, inak bez zásahu.
GL3	Ivanské rameno	8,01	Mŕtve rameno rieky Moravy, litorálne spoločenstvá, drevinné brehové porasty, lužné lesy. Územie chránené formou PP, ktorá je vyhlásená na ochranu posledných zvyškov mŕtvych ramien rieky Moravy v južnej časti Dolnomoravského úvalu s výskytom chránených a ohrozených druhov fauny a flóry, viazaných na vodné a močiarne biotopy	Odstraňovanie sukcesných zárastov, inak bez zásahu.
GL4	Kátovské rameno	17,14	Časť neprietočného ramena rieky Moravy s vodnou a pobrežnou vegetáciou. Chránené formou PP, ktorá je vyhlásená na ochranu posledných zvyškov mŕtvych ramien rieky Moravy v južnej časti Dolnomoravského úvalu s výskytom chránených a ohrozených druhov fauny a flóry	Manažment invázií, zachovať súčasný stav brehových porastov, doplniť brehové porasty drevinami najmä v južnej časti lokality.
GL5	Výtržina (Kopčanský potok)	13,03	Upravovaný vodohospodársky významný vodný tok, ohrádzovaný, v medzihrádzovom priestore spoločenstvá litorálu, prevažne trstinové spoločenstvá mokradí (<i>Phragmites</i>) s trstou obyčajnou (<i>Phragmites communis</i>) a pálkou úzkolistou (<i>Typha angustifolia</i>) a brehové porasty s druhmi mäkkého lužného lesa.	Zachovať súčasný stav, revitalizovať regulované a poškodené úseky toku a brehových porastov, odstraňovanie a monitoring invázií, zamedziť tvorbu nelegálnych skládok.

Pokračovanie Tab. 2

Označenie	Názov	Výmera (ha)	Charakteristika	Manažment
GL6	Štrkoviská Boričky	77,54	Štrkoviská s postupujúcou sukcesiou, ornitologicky významná lokalita, hniezdisko viacerých vzácnych druhov vtákov, migračná zastávka. V brehových porastoch prevládajú druhy mäkkého luhu	Nenarušovať brehové porasty, odstraňovať nelegálne skládky, ponechať na samovývoj, zextenzívniť využívanie plôch medzi štrkoviskami (najvhodnejšia zmena na trvalé trávne porasty), vytvorenie izolačných línií nenesnej drevinovej vegetácie na styku s ornou pôdou.
GL7	Kojatín	166,65	Zachovalé lesné porasty, prevažne dubiny, na vlhších stanovištiach prevládajú jelšové porasty s prímiesou jaseňa. Jedná sa o vlhké hrabové dúbravy na viatych pieskoch, 90 až 125 ročné porasty	Šetrné postupy manažmentu lesa – spôsoby ťažby.
GL8	Adamovské štrkoviská	62,72	Štrkoviská s ostrovčekmi, sukcesia litorálnych spoločenstiev, ornitologicky významná lokalita. Brehové porasty sú tvorené druhmi mäkkých luhov	Nenarušovať brehové porasty, odstrániť nelegálne skládky, nepovoľovať ďalšiu výstavbu rekreačných objektov, doplniť brehové porasty po obvode lokality, doplniť ochranné trávinnobylinné porasty.
GL9	Brodské – lužný les	21,16	Tvrдый lužný les asociácie <i>Fraxino-Ulmetum</i>	Ponechať súčasný manažment.
GL10	Brodské – mŕtve rameno	13,06	Zvyšok mŕtveho ramena Moravy, v brehových porastoch sa vyskytujú druhy mäkkých luhov	Manažment invázných druhov, zachovať súčasný stav porastov, bez zásahu.

Ekologicky významné segmenty krajiny

V riešenom území bolo vyčlenených 8 ekologicky významných segmentov krajiny (tab. 3),

segmenty s relatívne vyššou ekologickou stabilitou.

Tab. 3 Ekologicky významné segmenty krajiny okresu Skalica
Tab. 3 Ecologically important segments of the Skalica district

Označenie	Názov	Výmera (ha)	Charakteristika
EVSK1	Alúvium Moravy	221,53	Biokoridor vedúci po celej západnej hranici okresu Skalica má mimoriadny význam nielen na regionálnej úrovni. Na území okresu vedie jeho trasa zo severu na juh, kde pokračuje do okresu Senica. Biokoridor sleduje vodný tok Morava, jeho súčasťou sú aluviálne lúky a lužné lesy sprevádzajúce vodný tok.
EVSK2	Štrkoviská Boričky	211,83	Štrkoviská s postupujúcou sukcesiou, ornitologicky významná lokalita, hniezdisko viacerých vzácnych druhov vtákov, migračná zastávka. V brehových porastoch prevládajú druhy mäkkého luhu.
EVSK3	Búdkovianske rybníky	20,35	Rybníky s prirodzenou vodnou a močiarnou vegetáciou, prevažne s trstinovými spoločenstvami (<i>Phragmites</i>) s výskytom trste obyčajnej (<i>Phragmites communis</i>) a druhov z rodu pália (<i>Typha</i>), ako aj sprievodnú vegetáciu vzrastlých drevín lužných lesov. Lokalita poskytuje vhodné podmienky pre výskyt a rozmnožovanie mnohých druhov živočíchov, najmä vtákov, viazaných na vodné prostredie a okolie vôd. Ornitologicky významná lokalita v intenzívne poľnohospodársky využívannej krajine.
EVSK4	Adamovské štrkoviská	83,85	Štrkoviská s ostrovčekmi, sukcesia litorálnych spoločenstiev, ornitologicky významná lokalita. Brehové porasty sú tvorené druhmi mäkkých luhov, v litorálnej zóne fragmentálny výskyt trste obyčajnej (<i>Phragmites communis</i>). Lokalita využívaná ako hniezdisko, alebo ako migračná zastávka na ťahu.

Pokračovanie Tab. 3

Označenie	Názov	Výmera (ha)	Charakteristika
EVSK5	Gbelský les	3671,57	Rozsiahly lesný komplex na rozhraní Chvojnickej pahorkatiny a Dolnomoravskej nivy. Spoločenstvá tvrdých luhov so zastúpením najmä jaseňa a duba i borovicové a dubovo – borovicové lesy. V depresiách a pozdĺž vodných tokov sú časté jelšiny, väčšinou s prímесou brezy. Na odkrytých plochách sú miestami vyvinuté psamofytne spoločenstvá.
EVSK6	Holíčsky les	681,95	Komplex lužných lesov s prevahou tvrdých lužných lesov a zastúpením i vrbovo-topoľových spoločenstiev mäkkých luhov v inundačnom priestore rieky Moravy i mimo neho so zvyškami mŕtvych ramien. Druhové zloženie stromového i bylenného poschodia je blízke prirodzenému.
EVSK7	Zlatnícka dolina	3419,89	Lesné porasty s relatívne prirodzeným zložením. Významné aj z hľadiska spoločenstiev chrobákov. Jedná sa prevažne o dubové bučiny resp. bukové dúbavy, v povodí Zlatníckeho potoka. V menšej miere sú zastúpené lúky a NDV.
EVSK8	Zámčisko	1263,69	Lesný komplex uprostred poľnohospodársky intenzívne využívanej krajiny. Lesné spoločenstvá dubo-hrabín i bučín so zachovanou výškovou stupňovitou a prirodzeným zložením bylenného poschodia.

Biocentrá a biokoridory

Prehodnotením dostupných štúdií, mapových podkladov a databáz, na základe vyčlenených genofondových lokalít a ekologicky významných prvkov krajiny boli navrhnuté 3 biocentrá nadregionálneho významu, 3 biokoridory nadregionálneho významu (1 hydrický, 2 terestrické),

5 biocentier regionálneho významu, 6 biokoridorov regionálneho významu (tab. 4). Každý prvok je charakterizovaný v nasledovnej štruktúre: názov, kategória, výmera, stav, príslušnosť (k. ú.), charakteristika, zastúpenie biotopov, cieľové spoločenstvá, legislatívna ochrana, ohrozenia a manažmentové opatrenia (Špilárová et al., 2019).

Tab. 4 Zastúpenie prvkov RÚSES okresu Skalica

Tab. 4 Representation of elements of TSES district Skalica

Prvok ÚSES	počet	% zastúpenie prvku z výmery okresu
Nadregionálne biocentrum (Zámčisko, Skalický les, Gbelský les)	3	20,09
Nadregionálny biokoridor – terestrický Skalický les – Zámčisko, Gbelský les – Zámčisko)	2	3,15
Nadregionálny biokoridor – hydrický (Alúvium Moravy)	1	6,58
Regionálne biocentrum (Holíčsky les, Veterník, VN Petrova Ves, Štrkovská Boričky, Búdkovianske rybník)	5	4,02
Regionálny biokoridor – terestrický (Búdkovianske rybníky – Zámčisko)	1	0,09
Regionálny biokoridor – hydrický (Chvojnicca, Unínsky potok, Pavlovský potok, Veterník – Starohorský potok – Výtržina – Holíčsky les, Búdkovianske rybníky – VN Petrova Ves)	5	1,68

Všetky opísané, vyčlenené a navrhnuté prvky sú premietnuté do kartografického výstupu, spolu s ekostabilizačnými a manažmentovými opatreniami (obr. 1).

DISKUSIA

Spracovanie aktuálneho RÚSES okresu Skalica vyplynula z dynamických zmien v krajine. Súčasný stav krajiny sa za posledných 20 rokov výrazne zmenil. Budovaním technickej infrastruk-

túry sa sprístupnili nové územia pre investičný rozvoj a cestovný ruch, čím sa zvýšil tlak na zachovanie prírodné ekosystémy v územiach NATURA 2000 a dochádza k častejším stretom záujmov človeka a týchto území. Zachované ekosystémy a ekologické koridory, spájajúce jednotlivé centrá biotickej aktivity sú často vnímané ako prekážka realizácie hospodárskych a rekreačných aktivít.

V súčasnosti využívaný dokument RÚSES bol zhotovený v roku 1994, kedy ešte terajšie územie okresu spadalo pod okres Senica. Jednotlivé

prvky územného systému ekologickej stability sa v aktualizovanom RÚSES prehodnotili alebo spresnili. Tento dokument RÚSES je teda vlastne aktualizovaný a modifikovaný pôvodný dokument RÚSES na súčasný okres Skalica. Aktuálny Regionálny územný systém ekologickej stability predstavuje dokument, ktorý odzrkadľuje všetky legislatívne zmeny ochrany prírody a krajiny, aktualizuje analýzu súčasného stavu krajiny a javov, ktoré vplyvajú na zmenu krajiny a ekologickej stability. Významným výstupom sú definované regulatívy, ktoré po premietnutí do relevantných územnoplánovacích dokumentov budú usmerňovať činnosť človeka v krajine, čím prispievajú k zachovaniu lokalít NATURA 2000 v priaznivom stave a zároveň pomôžu zosúladiť plánované činnosti s potrebou ochrany prírody a krajiny.

Mimoriadne dôležité sú v projektoch RÚSES návrhy založené na biotickej zložke krajiny – genofondové lokality, ekologicky významné segmenty krajiny ako podklady pre návrhy biocentier a biokoridorov. V zmysle Regionálneho územného systému ekologickej stability okresu Senica (1994), kriticky vychádzajúc z GNÚSES SR, boli v riešenom území vyčlenené 3 biocentrá

nadregionálneho významu (Gbelský les, Zámčisko, Skalický les) a 2 biocentrá regionálneho významu (Holíčsky les, Veterník).

Ďalej boli vyčlenené nasledovné biokoridory: biokoridory nadregionálneho významu

- biokoridor nivy rieky Moravy
- biokoridor, vedúci masívom a okrajom Bielych Karpát a prechádzajúci Sudoměřickým potokom na nivu Moravy

biokoridory regionálneho významu

- biokoridor Chvojnica
- biokoridor, vedúci údolím Unínskeho potoka.

Prehodnotením uvedených štúdií a na základe vlastného hodnotenia vybraných lokalít, ich kvalitatívnych a priestorových parametrov sú nakoniec za prvky kostry RÚSES okresu Skalica (2019) vyčlenené 3 biocentrá nadregionálneho významu, 3 biokoridory nadregionálneho významu (1 hydrický, 2 terestrické), 5 biocentier regionálneho významu, 6 biokoridorov regionálneho významu, 43 genofondových lokalít a 8 ekologicky významných segmentov krajiny.

Genéza tvorby jednotlivých prvkov RÚSES (biocentrá a biokoridory) okresu Skalica za obdobie rokov 1994 – 2019 je uvedená v tab. 5 a 6.

Tab. 5 Genéza tvorby biocentier RÚSES okresu Skalica v rokoch 1994 a 2019

Tab. 5 Genesis of creation of biocentres of TSES district of Skalica in 1994 and 2019

Kód biocentra (1994)	Názov biocentra (1994)	Kód biocentra (2019)	Názov biocentra (2019)
NRBc	Zámčisko	NRBc1	Zámčisko
NRBc	Skalický les	NRBc2	Skalický les
NRBc	Gbelský les	NRBc3	Gbelský les
RBc	Holíčsky les	RBc1	Holíčsky les
RBc	Veterník	RBc 2	Veterník
		RBc 3	VN Petrova Ves
		RBc 4	Štrkoviská Boričky
		RBc 5	Budkovianske rybníky

NRBc – biocentrum nadregionálneho významu, RBc – biocentrum regionálneho významu

Tab. 6 Genéza tvorby biokoridorov RÚSES okresu Skalica v rokoch 1994 a 2019

Tab. 6 Genesis of creation of biocorridors of TSES district of Skalica in 1994 and 2019

Kód biokoridoru (1994)	Názov biokoridoru (1994)	Kód biokoridoru (2019)	Názov biokoridoru (2019)
NRBk	biokoridor, vedúci masívom a okrajom Bielych Karpát a prechádzajúci Sudoměřickým potokom na nivu Moravy		
NRBk	biokoridor nivy rieky Moravy	NRBk 1	Alúvium Moravy
		NRBk 2	Skalický les – Zámčisko
		NRBk 3	Gbelský les – Zámčisko
RBk	Chvojnica	RBk 1	Chvojnica
RBk	biokoridor, vedúci údolím Unínskeho potoka	RBk 2	Unínsky potok
		RBk 3	Pavlovský potok
		RBk 4	Búdkovianske rybníky – Zámčisko
		RBk 5	Veterník – Starohorský potok – Výtržina – Holíčsky les
		RBk 5	Búdkovianske rybníky – VN Petrova Ves

NRBk – biokoridor nadregionálneho významu, RBk – biokoridor regionálneho významu

ZÁVER

Návrhy RÚSES, postavené hlavne na posúdení biotickej zložky krajiny predstavujú finálnu fázu projektu. Ide o celý systém návrhov, ktorých výstupom je vytvorenie funkčného ÚSES. Biocentrá a biokoridory vytvárajú priestorový základ ÚSES a majú základný cieľ – uchovanie prirodzeného genofondu krajiny. Tento cieľ neznamená konzerváciu spoločenstiev, ale podporovanie ich prirodzeného vývoja (Löw a kol., 1995). Tvorba prvkov ÚSES vyžaduje komplexný postup a súčasné posudzovanie krajinných prvkov podľa selektívnych, lokalizačných aj realizačných kritérií. Selektívne kritériá zahŕňajú najmä kritérium rozmanitosti potenciálnych ekosystémov a kritérium ekologickej reprezentatívnosti. Lokalizačné kritériá uplatňujú najmä kritérium priestorových vzťahov potenciálnych ekosystémov a kritérium priestorových parametrov. A nakoniec realizačné kritériá uplatňujú kritérium aktuálneho stavu krajiny a spoločenských limitov a zámerov.

Ekologická reprezentatívnosť určuje, či krajinný prvok predstavuje významný typ ekosystému pre zachovanie rôznosti podmienok života a biodiverzity. Stanovuje sa na základe typologickej, geobiocenologickej a geobotanickej charakteristiky spoločenstiev ekologicke významného krajinného segmentu a biogeografickej diferenciácie (Húsenicová et al., 1992). Dôležitým limitom pri tvorbe návrhu RÚSES je vyššia hierarchická úroveň ÚSES, t.j. návrh RÚSES musí vychádzať z GNÚSES, ktorý je pre nižšie stupne ÚSES záväzný. Nakoniec návrhy prvkov RÚSES musia byť v súlade s návrhmi prvkov RÚSES susedných okresov, t.j. musia rešpektovať vymedzenie biocentier na hraniciach riešeného územia a tiež riešiť napojenie biokoridorov smerujúcich do riešeného územia, čo časť predstavenej dokumentácie napĺňa.

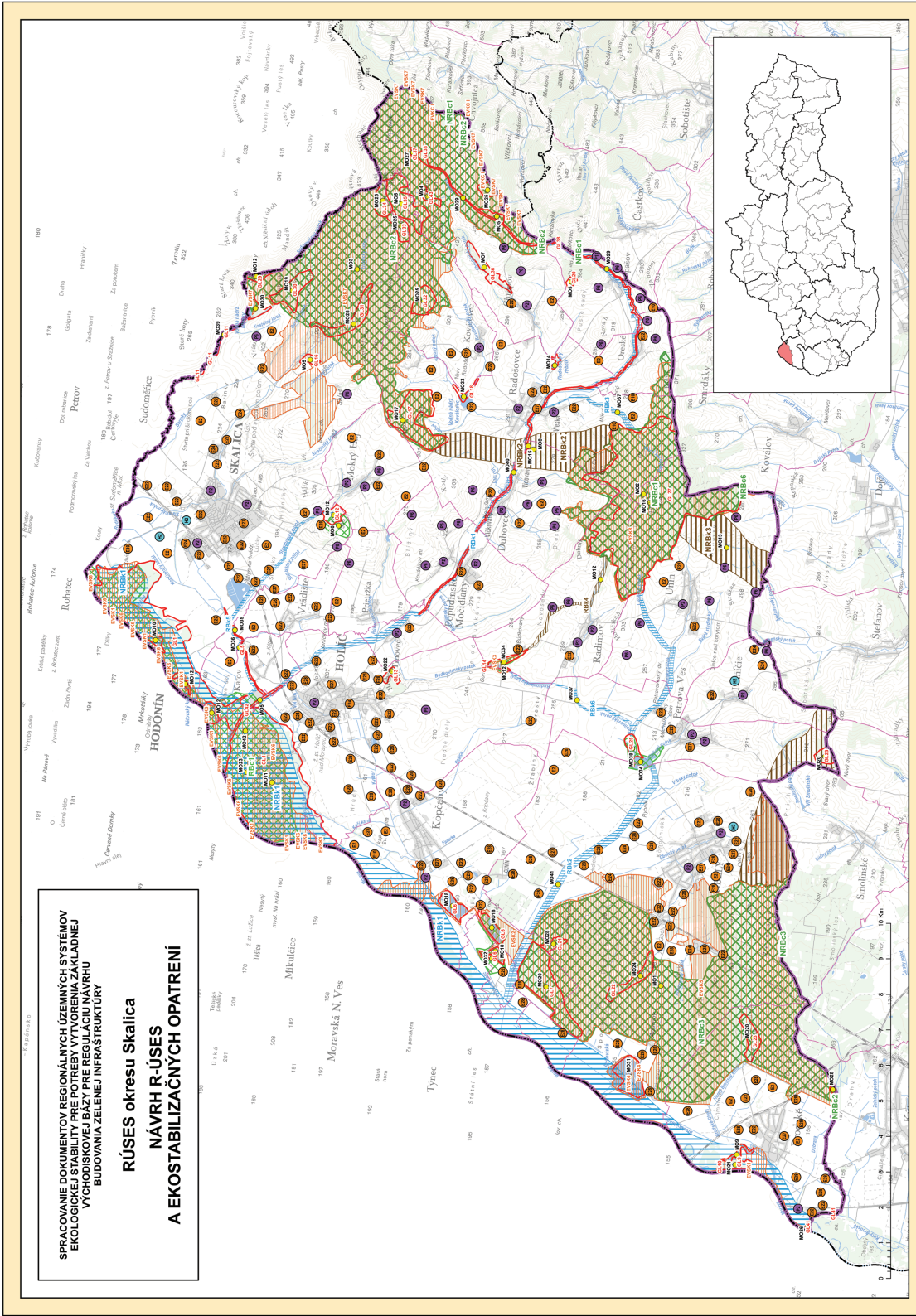
Pod'akovanie

We acknowledge receipt of funding from the European Commission of a H2020-MSCA-RISE-2016 award through the project CHARMED (grant No. 734684). Ďakujem mojim kolegom, z bývalej aj súčasnej katedry, ako aj môjmu bývalému diplomantovi a spoločnosti ESPRIT spol. s r.o. za skvelé terény plné zážitkov a za pomoc pri spracovaní textovej a kartografickej časti dokumentácie.

LITERATÚRA

- AHERN, J. 1995. *Greenways as planning strategy*. Landscape and Urban Planning 33: 131-155.
- ANDRÉN, H. 1994. *Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review*. Oikos 71: 355–366.
- BENNETT, G. 1998. *Guidelines for the development of the Pan-European Ecological Network*. Council of Europe, Committee of Experts for the European Ecological Network. STRA-REP (98).6. Council of Europe, Strasbourg, France.
- BOHÁLOVÁ, I. et al. 2014. *Metodické pokyny na vypracovanie dokumentov RÚSES*. Banská Bystrica: Slovenská agentúra životného prostredia, 2014.
- BUTCHART, S. H. M., WALPOLE, M., COLLEN, B., VAN STRIEN, A., SCHARLEMANN, J. P. W., ALMOND, R. E. A., BAILLIE, J. E. M. et al. 2010. *Global biodiversity: Indicators of recent declines*. Science 328: 1164–1168.
- COOK, E.A. 2002. *Landscape structure indices for assessing urban ecological networks*. Landscape and Urban Planning 58: 269-280.
- DARLING, E. S., CÔTÉ, I. M. 2008. *Quantifying the evidence for ecological synergies*. Ecology Letters 11: 1278–1286.
- DEBINSKI, D. M., HOLT, R. D. 2000. *A survey and overview of habitat fragmentation experiments*. Conservation Biology 14: 342–355.
- DIRZO, R., RAVEN, P. H. 2003. *Global state of biodiversity and loss*. Annual Review of Environment and Resources 28: 137–167.
- Ewers, R. M., Didham, R. K. 2006. *Continuous response functions for quantifying the strength of edge effects*. Journal of Applied Ecology 43: 527–536.
- FAHRIG, L. 2003. *Effects of habitat fragmentation on biodiversity*. Annual Review of Ecology Evolution and Systematics 34: 487–515.
- GONZALEZ, A., RAYFIELD, B., LINDO, Z. 2011. *The disentangled bank: How loss of habitat fragments and disassembles ecological networks*. American Journal of Botany 98(3): 503–516.
- HANSKI I. 1998. *Metapopulation Dynamics*. Nature 396, p. 41–49.
- HOBBS, R. 1997. *Future landscape and the future of landscape ecology*. Landscape and Urban Planning, 37, pp. 1–7.
- HÚSENICOVÁ, J., RUŽIČKOVÁ, J., KLINDA, J., MIKLÓS, L. et al., 1992. *Generel nadregionálneho územného systému ekologickej stability Slovenskej republiky*. SKŽP, Bratislava.
- HUXEL, G. R., HASTINGS, A. 1999. *Habitat loss, fragmentation, and restoration*. Restoration Ecology 7: 309–315.
- JONGMAN R.H.G., 1995. *Nature Conservation Plan-*

- ning in Europe: Developing Ecological Networks. *Landscape Urban Plann.* 32, p. 169–183.
- LAWTON, J. H., MAY, R. M. 1995. *Extinction rates*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- LÖW, J. et al. 1995. *Rukověť projektanta místního ÚSES*. Agroprojekt, Brno, 124 pp.
- MAC ARTHUR, R. H., WILSON, E. D. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 233 pp.
- MANDER, Ů., JAGOMÁGI, J., KŮLVIK, M. 1988. *Network of compensative areas as an ecological infrastructure of territories: connectivity in landscape ecology*. In: SCHREIBER, K.-F. (Ed.), *Proceedings of the Second International Seminar of the International Association for Landscape Ecology*, Münster, 1987, Münstersche Geographische Arbeiten 29, pp. 35–38.
- MANDER, Ů., K. LÖHMUS, V. KUUSEMETS, M. IVASK, 2003. *Nitrogen and phosphorus budgets in riparian grey alder stands*. In: MANDER, Ů., K. LÖHMUS, K. (Eds.), *Riparian Alder Forests: Their Importance as Buffer Zones and Bioenergy Sources*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Mapovanie lesných biotopov. Metodický pokyn*. Štátna ochrana prírody SR, 2013, 24 pp.
- Metodika mapovania nelesných biotopov*. Štátna ochrana prírody SR, 2014, 14 pp.
- MIKLÓS L., DIVIAKOVÁ, A., IZAKOVIČOVÁ, Z. 2011. *Ekologické siete a územný systém ekologickej stability*. Vydavateľstvo TU vo Zvolene, 141 pp.
- MIKLÓS, L., DIVIAKOVÁ, A., IZAKOVIČOVÁ, Z. 2019. *Ecological Networks and Territorial System of Ecological Stability*; Springer International Publishing: Berlin, Germany, p. 159.
- MORRIS, R. J. 2010. *Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: A network structure and ecosystem functioning perspective*. *Philosophical Transactions of the Royal Society, B, Biological Sciences* 365: 3709–3718.
- NAEEM, S., BUNKER, D. E., HECTOR, A., LO-REAU, M., PERRINGS, C. 2009. *Biodiversity, ecosystem functioning, and human wellbeing: An ecological and economic perspective*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- OPDAM, P., FOPPEN, R., REIJNEN, R., SCHOTMAN, A. 1995. *The landscape ecological approach in bird conservation: integrating the metapopulation concept into spatial planning*. *Ibis* 137, p. 139–146.
- PIMM, S. L., RAVEN, P. H. 2000. *Biodiversity: Extinction by numbers*. *Nature* 403: 843–845.
- PIMM, S. L., RUSSELL, G. J., GITTLEMAN, J. L., BROOKS, T. M. 1995. *The future of biodiversity*. *Science* 269: 347–350.
- Regionálny územný systém ekologickej stability okres Senica. Regioplán-krajinnokoekologické expertízy a štúdie, Nitra, 1994, 220 pp.
- RUŽIČKOVÁ, H., HALADA, L., JEDLIČKA, L., KALIVODOVÁ, E. et al. 1996. *Biotoxy Slovenska*. Príručka k mapovaniu a katalóg biotopov. ÚKE SAV, Bratislava, 192 pp.
- SAXA, A., ČERNECKÝ, J., GALVÁNKOVÁ, J., MŮTŇANOVÁ, M., BALÁŽOVÁ, A., GUBKOVÁ MIHALIKOVÁ, M. (Eds.) 2015. *Príručka metód monitoringu biotopov a druhov európskeho významu*. Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky, Banská Bystrica, 148 pp.
- STANOVÁ, V., VALACHOVIČ, M. (Eds.) 2002. *Katalóg biotopov Slovenska*. Daphne – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, 225 pp.
- ŠEFFER, J., STANOVÁ, V., LASÁK, R., GALVÁNEK, D., VICENÍKOVÁ, A., 1999. *Mapovanie travinnej vegetácie Slovenska – metodická príručka*. Daphne – centrum pre aplikovanú ekológiu, Bratislava, 34 pp.
- ŠPILÁROVÁ, I., KOČICKÝ, D., RÁKAYOVÁ, R., ZVARA, I., PAUK, J., MARETTA, M., IVANIČ, B., PONDELÍK, R., CHOVAN, J., PACZELT, F., DIVIAKOVÁ, A., BELAŇOVÁ, E., SVITOK, M., NOVIKMEC, M. 2019. *Regionálny územný systém ekologickej stability okresu Skalica*. SAŽP, 286 pp.
- VAN BUUREN, KERKSTRA, M., K. 1993. *The framework concept and the hydrological landscape structure: a new perspective in the design of multifunctional landscapes*. In: VOS, C.C., OPDAM, P.O. (Eds.) *Landscape Ecology of a Stressed Environment*. Chapman and Hall, London, pp. 219–243.
- VILES, R.L., ROSIER, D.J. 2001. *How to use roads in the creation of greenways: case studies in three New Zealand landscapes*. *Landscape and Urban Planning* 55: 15–27.
- VUILLEUMIER, S., PRÉLAZ-DROUX, R. 2002. *Map of ecological networks for landscape planning*. *Landscape Urban Plan.* 58, 157–170.
- YAACOBI, G., ZIV, Y., ROSENZWEIG, M. L. 2007. *Habitat fragmentation may not matter to species diversity*. *Proceedings of the Royal Society of London, B, Biological Sciences* 274: 2409–2412.



SPRACOVANIE DOKUMENTOV REGIONÁLNYCH ÚZEMNÝCH SYSTÉMOV
 EKOLÓGICKEHO STAVU A VYHODNENIA VPLYVU NA ŽIVOTNÉ
 VYHODNENIE VPLYVU NA ŽIVOTNÉ VÝHODNENIE VPLYVU NA ŽIVOTNÉ
 BUDOVANIA ZELENEJ INFRAŠTRUKTÚRY

**RÚSES okresu Skalica
 NÁVRH R-ÚSES
 A EKOSTABILIZAČNÝCH OPATRENÍ**

	<p style="font-size: 24px; font-weight: bold;">5</p> <p style="font-size: 14px;">Miest 4, 5</p>
<p style="font-size: 10px;">PRACOVNÉ DOKUMENTY REGIONÁLNOU ÚROVŇOU ÚSTREDNÝCH FUNKCIÍ A OBLASTÍ ŽILINY PRÍLOHA K VÝVOBNEJ ZMLUVĚ NA ZÁKLADNÝ VÝVOBNOU PRÁCU PRÍLOHA K ÚLOŽNÝM LISTOM ZÁKLADNÝCH VÝVOBNOU PRÁCU</p>	
<p style="font-size: 12px;">Mierka: 1 : 50 000</p>	<p style="font-size: 12px;">Rok: 2018</p>
<p style="font-size: 14px; font-weight: bold;">RÚSES okresu Skalica</p>	
<p style="font-size: 14px; font-weight: bold;">NÁVRH RÚSES A EKOSTABILIZAČNÝCH OPATRENÍ</p>	
<p style="font-size: 10px;">Objemoví zriaďovateľ: SPP Žilinský územný úrad</p> <p style="font-size: 10px;">Objemoví projektant: ESPRIT spol. s r. o., Pletiarška 2, 889 01 Banská Štiavnica</p> <p style="font-size: 10px;">Objemoví garant: Ing. Jozef Štefáček, PhD., Ing. Ivana Štefáková, Banská Štiavnica, J. T. Kalouska 2, 889 01, Banská Štiavnica Ing. Renata Štefáková</p>	
<p style="font-size: 10px;">Technická úroveň: PR1802</p>	
<p style="font-size: 10px;">Objemoví garant: Ing. Jozef Štefáček, PhD., Ing. Ivana Štefáková, Banská Štiavnica, J. T. Kalouska 2, 889 01, Banská Štiavnica Ing. Renata Štefáková</p>	
<p style="font-size: 10px;">Objemoví projektant: ESPRIT spol. s r. o., Pletiarška 2, 889 01 Banská Štiavnica</p>	
<p style="font-size: 10px;">Objemoví zriaďovateľ: SPP Žilinský územný úrad</p>	
<p style="font-size: 10px;">Objemoví garant: Ing. Jozef Štefáček, PhD., Ing. Ivana Štefáková, Banská Štiavnica, J. T. Kalouska 2, 889 01, Banská Štiavnica Ing. Renata Štefáková</p>	
<p style="font-size: 10px;">Objemoví projektant: ESPRIT spol. s r. o., Pletiarška 2, 889 01 Banská Štiavnica</p>	
<p style="font-size: 10px;">Objemoví zriaďovateľ: SPP Žilinský územný úrad</p>	
<p style="font-size: 10px;">Objemoví garant: Ing. Jozef Štefáček, PhD., Ing. Ivana Štefáková, Banská Štiavnica, J. T. Kalouska 2, 889 01, Banská Štiavnica Ing. Renata Štefáková</p>	
<p style="font-size: 10px;">Objemoví projektant: ESPRIT spol. s r. o., Pletiarška 2, 889 01 Banská Štiavnica</p>	
<p style="font-size: 10px;">Objemoví zriaďovateľ: SPP Žilinský územný úrad</p>	
<p style="font-size: 10px;">Objemoví garant: Ing. Jozef Štefáček, PhD., Ing. Ivana Štefáková, Banská Štiavnica, J. T. Kalouska 2, 889 01, Banská Štiavnica Ing. Renata Štefáková</p>	
<p style="font-size: 10px;">Objemoví projektant: ESPRIT spol. s r. o., Pletiarška 2, 889 01 Banská Štiavnica</p>	
<p style="font-size: 10px;">Objemoví zriaďovateľ: SPP Žilinský územný úrad</p>	
<p style="font-size: 10px;">Objemoví garant: Ing. Jozef Štefáček, PhD., Ing. Ivana Štefáková, Banská Štiavnica, J. T. Kalouska 2, 889 01, Banská Štiavnica Ing. Renata Štefáková</p>	

Realizované v rámci projektu OP K&ZP - Koháňskeho fondu.

Mapový poskytel © Úrad geodézie, kartografie a katastra Slovenskej republiky
GIS vlny ochrany prírody © SPP Žilinský územný úrad, Banská Štiavnica, 2022
Mapový poskytel © Úrad geodézie, kartografie a katastra Slovenskej republiky
Tematický GIS vlny © SPP Žilinský územný úrad, Banská Štiavnica, 2022
Tematický GIS vlny © Esprit spol. s r. o., Banská Štiavnica, 2022

Obr. 1 Návrh RÚSES a ekostabilizačných opatrení (okres Skalica)
Fig. 1 Proposal of TSES of the regional level and ecostabilization measures (Skalica district)

ANALÝZA VÝZNAMNÝCH SKUPÍN MIKROORGANIZMOV V ŠPANEJ DOLINE

ZUZANA PERHAČOVÁ¹, MICHAL SEČKÁR², SIMONA KVASNOVÁ³

¹Katedra biológie a všeobecnej ekológie, ²Katedra environmentálneho inžinierstva, Fakulta ekológie a environmentálnej listiky TU Zvolen, TU Zvolen, T. G. Masaryka 24, 960 01 Zvolen, e-mail: zperhacova@gmail.com,

³Ústav živočíšnej fyziológie a genetiky AV ČR, v. v. i. Praha, Vídeňská 1083, 142 20 Praha 4

ABSTRACT

(Perháčová Z., Sečkář M., Kvasnová S.: **Analysis of important groups of microorganisms in the Špania dolina**)

In the area of Špania Dolina there are environmental burdens caused by mining activity from the past, high concentrations of copper and other heavy metals and heap that affect the environment and inhabitants of the village. Objective of this thesis was to analyze environmental burdens and significant groups of microorganisms in waters in the mining area. Microbiological and culture methods were used to analyze *Enterobacteriaceae*, bacteria cultured at 22 °C and enterococci. By use of analysis MALDI-TOF MS we identified several species of *Bacillus* from which the most important was *Bacillus cereus*, who has the ability to accumulate copper. The bacteria has high bioremediation potential in the area. Finally, we made a copper and iron resistance test from the pure culture of cultivable bacteria at 22 °C. The bacteria showed no problem with selected concentration of $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ and $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. We managed to accomplish all our goals. The importance of this thesis is very important in terms of environmental burdens in this area because we have found that microorganisms accumulate some of the copper from the water.

Key words: bacteria, bioremediation, *Bacillus*, analysis, copper, water

ÚVOD

Rozvoj osídlenia a priemyslu vyvolal tlak na ťažbu skalných a nespevnených hornín ako aj stavebných materiálov. Ťažobný a spracovateľský priemysel zmenil prvotnú štruktúru krajiny. Spôsobil odlesnenie, zmenu druhového zloženia porastov, vznik antropologických a industriálnych foriem reliéfu, zmenu hydrologického a hydrogeologického režimu, zvýšenie intenzity vetrávacích procesov v podzemných banských dielach i depóniách odpadových produktov baníctva (Križáni et al. 2007).

Environmentálne záťaž z banskej činnosti sa môžu potenciálne podieľať na zhoršovaní zdravotného stavu obyvateľstva (Rusková 2002, 2003).

Výrobné, ekologické a ekonomické požiadavky posunuli do popredia záujem o výskum prírodných procesov, umožňujúcich bez väčších finančných požiadaviek a ďalšej záťaž pre prírodu odstrániť kontaminanty. Používanie mikro-

organizmov pri spracovaní mestského odpadu, najmä vôd, je známe už z obdobia Rímskej ríše (Alexander 1999). Bioremediačné techniky môžu byť navzájom vhodne kombinované. Cieľom je vždy vytvoriť optimálne podmienky pre metabolickú činnosť autochtónnych alebo exogénnych mikroorganizmov, ktorých prostredníctvom dochádza k transformácii toxických látok na ich menej toxické formy, ktoré môžu byť ekologicky akceptovateľné formy (Klein 2000). Cieľom tejto práce je identifikácia jednotlivých druhov, pochopenie ekológie, fyziológie a evolúcie degradujúcich mikroorganizmov a možnosť ich využitia pri remediácii vôd, pôd a sedimentov

CHARAKTERISTIKA ÚZEMIA

Baníctvo na území Slovenska malo v minulosti mimoriadne veľký význam, až taký veľký, že siahalo aj za hranice Slovenska. Med' a železo, ako aj ďalšie vzácne kovy sa ťažili v banských revíroch na Slovensku vo veľmi veľkých množ-

stvách, a kvôli tomu si naši cestu aj do susedných krajín, ba až do Anglicka a zámorských krajín. V dejinách baníctva Slovenska bola stredoslovenská banská oblasť a v nej hlavne banskobystrický banský revír (obr. 3) na poprednom mieste, kde dominovali medené rudy, ale ťažilo sa tu aj striebro a železo. Z hľadiska banskej výroby mala najväčší význam práve obec Špania dolina (Brown 1980).

Písomné zdroje uvádzajú začiatky baníckej činnosti do roku 1006 do starohorskej oblasti Haliar. Prvá písomná zmienka o obci Špania dolina sa datuje na rok 1263 (Kolektív 2013).

Nálezky žíl bohatých na medeno – strieborné rudy v oblasti Španej doliny boli základom rozvoja mesta Banská Bystrica a tiež intenzívneho rozvoja baníctva v Španej doline. Jeden z hlavných dôvodov ťažby v tejto oblasti bolo striebro, ktoré sa popri meďi hojne vyskytovalo, preto striebro nazývali aj čierna meď (Mazúrek 1993).

Surová meď sa tu vyrábala až do konca pätnásteho storočia a spracovávali sa tu len bohaté medené rudy s obsahom striebra. V sedemnástom storočí sa začalo s využívaním aj obohacujúcim prírodou – technickým systémom, ktorý predstavoval využitie cementačných vôd v tejto banskej oblasti. Vznikali oxidáciou sulfidových nerastov, ktoré sa premenili na sírany ľahko rozpustné vo vode, ktorá k nim presakovala. Išlo o roztok modrej skalice $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, z ktorej sa pomocou kovového železa zrážala meď v podobe kalu (Vozár 2000).

Jednou z dominant obce je neprehliadnuteľná halda zo šachty Maximilián, ktorá svedčí o obrovskom rozsahu banskej činnosti. Ide o najväčšiu a najlepšie zachovanú haldu, ktorá vznikla za roky postupného ukladania vyťaženej hlušiny zo šachty. Jej celkový objem sa odhaduje na úctyhodných 405 tisíc metrov kubických (Kolektív 2013). Halda je krajínovorný prvok obce so špecifickými environmentálnymi podmienkami, ktoré sa líšia od normálneho životného prostredia neovplyvneným človekom zvýšeným až vysokým obsahom ťažkých kovov. Prejavujú sa aj silnou skeletnosťou, t. j. častice nad 2 centimetre, od 52,9% do 87,4% a nedostatkom alebo úplnou neprítomnosťou humusovej vrstvy (Banášová 1976).

Kvôli charakteru odkrytej kopy nahromadenej trosky podlieha táto banská halda veternej erózii, a zároveň prichádza do kontaktu s banskými a priesakovými vodami. Preto predstavuje potenciálny zdroj kontaminácie toxickými kovmi okolitých pôd, povrchových aj podzemných vôd ako aj okolitej flóry (Mazúrek 1993).

Koncentrácie Cu, As a Sb v technogénnych sedimentoch, pôde, podzemnej, povrchovej a drenážnej vode na študovaných ložiskách sú značne variabilné (podzemná voda (mg.l^{-1}) Cu 0 – 311, As 3 – 28, Sb 0 – 311, povrchová a drenážna voda (mg.l^{-1}) Cu 22 – 429, As 0 – 150, Sb 22 – 429).

Cu sa v technogénnych sedimentoch a pôde vyskytuje prevažne vo forme Cu^{2+} a len okrajovo ako Cu^{3+} a Cu^0 . V podzemnej i povrchovej vode spadá väčšina vzoriek do poľa stability $\text{Cu}_2\text{SFe}_2\text{O}_3$ (a len ojedinele do poľa stability Cu^0).

Najčastejšou speciáciou arzenu v technogénnych sedimentoch na študovaných rudných revíroch Špania Dolina je menej toxický As^{5+} , pričom pH-Eh stabilitné diagramy indikujú prevažne výskyt foriem $\text{Fe}(\text{OH})_4\text{As}$, H_2AsO_4^- , HAsO_4^{2-} . Obsah arzenu vo vode súvisí s dekompozíciou arzenopyritu a teraedritu. Jeho redepozícia sa uskutočňuje adsorpciou na povrchu Fe-oxyhydroxidov. Obsah As kontroluje aj následná degradácia sekundárnych fáz As pri zmene podmienok. V podzemnej vode sú zastúpené obidve speciácie arzenu (As^{3+} , As^{5+}) približne rovnakým dielom (Andráš et al. 2012).

MATERIÁL A METÓDY

Vzorkovanie vody

Vzorky drenážnej vody boli odobraté z drenážnej nádrže do sklenených sterilných vzorkovník tak, aby po uzavretí vzorkovnice zostal vzduchový priestor nad hladinou. Drenážna voda bola oranžovožltej farby bez výrazného zápachu. Vzorky boli okamžite prenesené v prenosnom chladiacom zariadení do laboratória a uchované v chladničke (4 °C).

Vzorka č. 1 a vzorka č. 2 sa odoberala z tajchu (obr. 1) pod haldou Maximilán. Vzorka č. 1 z prítoku vody do tajchu a vzorka č. 2 z tajchu priamo.



Obr.1 Tajch pod haldou Maximilián
Fig.1 Reservoir under the heap Maximilian

Stanovenie fyzikálno-chemických ukazovateľov

Hodnota pH bola stanovená potenciometricky prístrojom InoLab WTW Level-1. Podstatou uvedenej metódy je presné meranie elektrického potenciálu medzi mernou a referenčnou elektródou. Kyslosť merného roztoku určuje elektrický potenciál mernej sklenenej elektródy. Prístroj mení hodnotu napätia medzi elektródami priamo na hodnotu pH, ktorú zobrazuje digitálne na displeji. Konduktivita bola stanovená konduktometrom LF 318.

Izolácia bakteriálnych kmeňov

Z každej vzorky bol odobratý 1 ml a naočkováný priamou metódou nalievania na povrch TSA agaru. Vzorky boli kultivované 48 hodín pri 35 °C. Na identifikáciu baktérií boli použité základné mikrobiologické metódy (natívne preparáty farbené metylénovou modrou a fixované preparáty farbené podľa Grama) (Kaprálek, 1999). Morfológia, pohyblivosť buniek a prítomnosť spór boli skúmané svetelným mikroskopom Olympus BX 40.

Analýza rezistencie na ťažké kovy

Každý izolát bol testovaný na 5 ťažkých kovoch (Zn, Cr, Cu, Co, Ni) s koncentráciou ťažkého kovu 10 mg/L. Analýza rezistencie na ťažké kovy bola vykonaná podľa metodiky opísanej Kubárovou (2011). Pre testovanie rezistencie boli použité Petriho misky obsahujúce TSA agar s obsahom ťažkého kovu. Kontrola bola uskutočnená samostatne pre každý kov.

MALDI-TOF analýza

Vybrané kmene boli identifikované na báze odtlačku bakteriálnych proteínov generovanej MALDI-TOF Biotyper ako bolo určené výrobcom (Bruker Daltonics, USA) (Kopcakova et al., 2014). Proteínové profily boli zaznamenané Bruker Microflex LT MALDI-TOF MS systémom a následne automaticky analyzované softvérom Biotyper (verzia 2.0). Porovnanie získaných dát bolo vykonané s referenčnou knižnicou, verzia 3.0 bez intervencie používateľa (Bruker Daltonik GmbH, Leipzig, Germany). Presnosť analýzy bola stanovená podľa hodnoty dosiahnutého skóre pre analyzované vzorky (tab. 1).

Tab. 1 Význam hodnôt skóre MALDI-TOF analýzy (zdroj: Mačák a Fandáková, 2017)

Tab. 1 Significance of MALDI-TOF analysis score values (source: Mačák a Fandáková, 2017)

.2.300 ... 3.000	veľmi pravdepodobná identifikácia druhov	(+++)	zelená
2.000 ... 2.299	bezpečná identifikácia rodu, pravdepodobná identifikácia druhov	(++)	zelená
1.700 ... 1.999	pravdepodobná identifikácia rodu	(+)	žltá
0.000 ... 1.699	nie je spoľahlivá identifikácia	(-)	červená

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Na základe kultivačných metód sme izolovali v oboch vzorkách *Enterobacteriaceae* a kultivovateľné baktérie pri 22 °C. Limitné hodnoty KTJ podľa nariadenia vlády SR č. 398/2012 Z.z., ktorým sa ustanovujú požiadavky na dosiahnutie dobrého stavu vôd, pre koliformné baktérie je limit 100 KTJ/ml, pre kultivovateľné baktérie pri 22 °C až 5000 KTJ/ml a pre enterokoky 10 KTJ/ml neboli prekročené.

Fyzikálno-chemické ukazovatele sú veľmi dôležitou súčasťou analýzy kvality vody. Nameňované hodnoty pH v oboch vzorkách 7,17 – 7,23, mernej vodivosti (konduktivity) 23 – 46 mS/m a rozpustených látok vo vode 12 – 23 mg/l ne-

prekračujú limity podľa nariadenia vlády SR č. 398/2012 Z. z.

Pre MALDI-TOF analýzu bola zvolená najpočetnejšia skupina, a to kolónia krémovej farby izolovaná na TSA Agare. Boli analyzované vzorky z čistej kultúry, ale ani pri jednej nebola jednoznačná identifikácia druhu, t.j. skóre nebolo vyššie ako 2.000. Na základe porovnania s databázou Brukerovej taxonómie, MALDI-TOF analyzátor vyhodnotil iba možné druhy nachádzajúce sa vo vzorke (tab. 2 a 3). Na základe hodnoty skóre a pomocou NCBI identifikátora bol predpoklad, že drenážnu vodu z haldy v tajchu osídľujú nasledovné druhy baktérií: *Bacillus cereus*, *Bacillus mycoides* a *Bacillus pseudomycooides*.

Tab. 2 Výsledky identifikácie kultivovateľných baktérií pri 22 °C vzorky č. 1

Tab. 2 Results of identification of cultured bacteria at 22 °C of sample no. 1

Poradie (Kvalita)	Zhodujúce sa vzory s databázou	Hodnota	NCBI Identifier
1(+)	<i>Bacillus cereus</i> DSM 31T DSM	1.822	1396
2(+)	<i>Bacillus mycoides</i> DSM 2048T DSM	1.788	1405
3(+)	<i>Bacillus cereus</i> 4080 LBK	1.755	1396
4(-)	<i>Bacillus cereus</i> 994000168 LBK	1.668	1396
5(-)	<i>Bacillus pseudomycooides</i> DSM 12442T DSM	1.661	64104
6(-)	<i>Bacillus weihenstephanensis</i> DSM 11821T DSM	1.639	86662
7(-)	<i>Novosphingobium subterraneum</i> DSM 12447T HAM	1.424	48936

Tab. 3 Výsledky identifikácie kultivovateľných baktérií pri 22 °C vzorky č. 2

Tab. 3 Results of identification of cultured bacteria at 22 °C of sample no. 2

Poradie (Kvalita)	Zhodujúce sa vzory s databázou	Hodnota	NCBI Identifier
1(+)	<i>Bacillus cereus</i> DSM 31T DSM	1.974	1396
2(+)	<i>Bacillus cereus</i> 4080 LBK	1.893	1396
3(+)	<i>Bacillus pseudomycooides</i> DSM 12442T DSM	1.719	64104
4(-)	<i>Bacillus cereus</i> 994000168 LBK	1.694	1396
5(-)	<i>Bacillus mycoides</i> DSM 2048T DSM	1.652	1405
6(-)	<i>Bacillus weihenstephanensis</i> DSM 11821T DSM	1.585	86662

Druh *Bacillus* je všadeprítomný v životnom prostredí. Kvôli rezistencii pórov a schopnosti vegetatívnych buniek vylučovať enzýmy schopný degradovať veľa organických materiálov, tento druh reprezentuje najviac komerčne potrebných druhov baktérií. *Bacillus cereus* je mikroskopicky pozorovaný ako relatívne veľké, grampozitívne tyčinky. Bunky sú 1 až 2 µm dlhé na šírku a 3 až 5 µm na dĺžku (Kramer & Gilbert 1989).

Na základe existujúcich štúdií o zvýšenej koncentrácii Cu, As a Sb (Andraš et al. 2008, 2009, 2012, Boháč & Melichová 2012) sme izolovaný a molekulárnu metódou určený kmeň

Bacillus cereus použili pri kultivácii s vyššou koncentráciou medi $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ a železa $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. Na všetkých Petriho miskách vyrástli kolónie *Bacillus cereus*. To znamená, že baktéria je rezistentná voči zvolenej koncentrácii medi vo vzorkách, a je možno ju použiť pri ďalších pokusoch s rôznou koncentráciou.

Podľa Kvasníka (2014) sa vo vzorkách pôdy z haldy Maximilián identifikovalo za pomoci technológie MALDI-TOF hmotnostnej spektrometrie niekoľko baktérií: napr. *Bacillus cereus* ale aj iné baktérie, ako napríklad *Streptomyces avidinii*, *Pseudomonas veronii* a *Micrococcus luteus*.

Podľa Rohini & Jayalakshmi (2016), hoci Cu^{2+} je základnou mikroživinou pre väčšinu organizmov, vykazuje niekoľko toxických dôsledkov nad prahovou koncentráciou. Účinný kmeň *Bacillus cereus* sa izoloval s použitím živnej agarovej platne s obsahom medi a testoval sa na jeho rezistenciu. Zistilo sa, že kmeň rastie až do 600 ppm medi. Analyzovala sa hladina tiolov vytvorených ako reakcia na meď a stanovili sa celkové tioly, neproteínové a proteínové tioly. Vysoký obsah celkového tiolu sa pozoroval po 48 hodinách inkubácie. Stanovili sa optimalizačné parametre pre akumuláciu medi. Čo sa týka optimalizácie, pH: 6, teplota: 40 °C, salinita: 10% a glukózový a hovädzí extrakt boli zistené ako ideálne zdroje uhlíka a dusíka. Analyzovala sa aj odolnosť *Bacillus cereus* voči iným významným ťažkým kovom, ako je ortuť, nikel a kadmium, kobalt, chróm a olovo. Boli tiež získané rôzne úrovne tolerancie pre tieto kovy. Pri všetkých ideálnych optimalizačných parametroch sa pozorovalo 49% akumulácie medi. Zdá sa teda, že kmeň má vysoký bioremediačný potenciál proti rôznym toxickým látkam ako napríklad pre ťažké kovy

Vplyv ťažkých kovov na vývoj a aktivitu mikroflóry (Mallisewska et al. 1985). Zmes ťažkých kovov znižovala mikrobiálnu aktivitu omnoho viac ako sledované prvky jednotlivo. Relatívna toxicita použitých zlúčenín klesala v poradí: Hg (kovová) > CuSO_4 > HgCl_2 > HgO > As_2O_3 > ZnSO_4 > NaHSO_4 > $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$. Zo sledovaných organizmov boli najodolnejšie voči všetkým použitým kovom huby a aktinomycéty. Podľa (Kopopka et al. 1999), krátkodobá odozva na kontamináciu ťažkými kovmi sa prejavuje veľkou redukciou mikrobiálnej aktivity, avšak aj dlhodobá odozva poukazuje na nižšie počty mikroorganizmov ako aj zníženú mikrobiálnu aktivitu v kontaminovaných pôdach (Štyriak et al. 2002).

Podľa Dadovej (2012), výsledky analýzy vzoriek povrchovej a drenážnej vody v Španej doline poukazujú na vysoké koncentrácie medi a jedna z nich mala aj vysoký obsah arzenu. Potok oproti úpravni rúd mal koncentráciu $152 \mu\text{g.l}^{-1}$, zdroj vody z prekopu na piesky mal koncentráciu $83 \mu\text{g.l}^{-1}$ a najväčšiu koncentráciu mala voda z jazierka pod kostolom, ktorá mala hodnotu $429 \mu\text{g.l}^{-1}$. Vysokú koncentráciu arzenu mala len vzorka z jazierka z pod kostola, ktorej hodnota bola $43,49 \mu\text{g.l}^{-1}$. Všetky tieto koncentrácie prekračujú odporúčené limitné hodnoty pre povrchovú vodu, publikované v NV SR č. 296/2005 podľa ktorej boli v tom čase porovnávané. Meralo sa aj pH, ktorého hodnota kolísala od 7,12 – 8,22

Podľa Boháča & Melichovej (2012) hodnoty pH vzoriek pôd boli najnižšie vo vzorkách priamo

z hlady, kde bolo pH 4,58 a 4,85. Priemerné pH nad haldou bolo 7,12, zatiaľ čo pod haldou bolo priemerné pH 5,77. Vo vodách sa pH pohybovalo v rozmedzí 7 – 8. Výrazný rozdiel bol v konduktivitě vôd, kde vo vzorke zo štólne Mann sa zistila konduktivita $715 \mu\text{S/cm}$, a vo vzorkách spod haldy $366 \mu\text{S/cm}$ resp. $361 \mu\text{S/cm}$. Konduktivita ostatných vzoriek z Banského potoka sa pohybovala v rozmedzí 140 – $190 \mu\text{S/cm}$.

ZÁVER

Environmentálne záťaž z lokality Španej doliny spôsobené banskou činnosťou, ako sú haldy a depónie, predstavujú často zdroj znečistenia pôdy a vody hlavne v dôsledku šírenia ťažkých kovov. Z hľadiska environmentálneho rizika sú na študovanej lokalite najdôležitejšími toxickými kovmi Cu, As a Sb, ktoré predstavujú vážne nebezpečenstvo v dôsledku vysokotoxickej povahy svojich zlúčenín.

Namerané hodnoty pH (7,17 – 7,23), mernej vodivosti (23 – 46 mS/m) a rozpustených látok (12 – 23 mg/l) vody z odberových miest v blízkosti haldy Maximilián poukazujú na neutrálne pH a neprekračujú limity podľa nariadenia vlády SR č. 398/2012 Z. z. Hodnoty mernej vodivosti (40 – 43 mS/m) namerané vo vode z tajchu pod haldou. Analyzované druhy *Enterobacteriaceae*, sú prirodzenou súčasťou mikroflóry vôd, a ich hodnoty 1 – 8 KTJ/ml neprekračujú limity podľa Nariadenie vlády č. 269/2010 Z. z. Namerané množstvo kolónií v ml vody z tajchu (5 – 8 KTJ/ml). Druhy *Enterococaceae*, ktoré sú dôkazom čerstvého fekálneho znečistenia neboli prítomné ani v jednej zo skúmaných vzoriek.

Kultivačnými metódami a metódou MALDI-TOF MS boli identifikované G+ baktérie rodu *Bacillus* sp., z ktorých bol najvýznamnejší zástupca *Bacillus cereus*. *Bacillus cereus* sme použili pri pokusoch kultivácie so známou koncentráciou $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ a $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. Pričom jeho využitie v biotechnológiách ako producenta biologicky aktívnych látok, predovšetkým enzýmov a antibiotík je známe. Baktérie sú zdrojom veľkého množstva rôznych extracelulárnych enzýmov, najmä amyláz, neutrálnych a alkalických peptidáz, ktoré majú rozsiahle priemyselné využitie okrem iného aj v bioremediáciách životného prostredia

Pod'akovanie

We acknowledge receipt of funding from the European Commission of a H2020-MSCA-RISE-2016 award through the project CHARMED (grant No. 734684)

LITERATÚRA

- ALEXANDER M. 1999. *Biodegradation and bioremediation*. 2 edition. New York, USA: Academic Press, 1999. 453 s. ISBN-13: 978-0120498611
- ANDRÁŠ P., LICHÝ A., RUSKOVÁ J., MATÚŠKOVÁ L., 2008: Heavy metal contamination of the landscape at the Ľubietová deposit (Slovakia). *Proceedings of World Academy of Science, Engineering and Technology*, 34, ISSN 2070 – 3740, Venice, Italy, p. 97-100
- ANDRÁŠ P., LICHÝ A., KUŠNIEROVÁ M., KRIŽÁNI I., LADOMERSKÝ J. RUSKOVÁ J., HRONCOVÁ E., 2009. Heavy metal distribution at dump-field Ľubietová – Podlipa and possibilities of clay fraction natural sorbent utilisation. *Acta Montanistica Slovaca*. ISSN 1335-1788, 14, 2, p. 127-142
- ANDRÁŠ P., LADOMERSKÝ P., SAMEŠOVÁ D., RUSKO M., DIRNER V., KRŇÁČ J. 2012. Toxicita Cu, As a Sb na haldových poliach v oblasti opustených Cu loží Ľubietová a Špania dolina. http://www.sszp.eu/wp-content/uploads/2012_konf_MaZP_C01_Andras-et-al.pdf
- BANÁSOVÁ V. 1976. *Vegetácia medených a antimónových hald*. 1. vyd., Bratislava : VEDA, 1976 122 s. ISSN 0037-6930
- BROWN E. 1980. *Cesta z Komárna do banských miest v Uhorsku a odtiaľ do Viedne*. Martin: Osveta, 1980. 52 s.
- DADOVÁ J. 2012. Závaž banickej krajiny v oblasti Špania Dolina a možnosti remediácie. In *Zborník z XII. konferencie so zahraničnou účasťou*. Žilina: Strix, 2012. ISBN 978-80-89281-85-5 s. 193-199
- BOHÁČ P., MELICHOVÁ Z. 2012. Štúdium distribúcie vybraných ťažkých kovov v zložkách životného prostredia v oblasti Španej doliny. https://www.preveda.sk/conference/download_poster/id=643/
- KLEIN J. 2000. *Biotechnology, Vol. 11b Environmental Processes*. Weinheim: Wiley-Verlag, 2000.
- KOLEKTÍV AUTOROV 2013. *Špania Dolina klenot Slovenska*. Žiar nad Hronom: Aprint s.r.o., 2013. 102 s. ISBN: 978-80-89415-12-0
- KRAMER J.M., GILBERT R.J. 1989. *Bacillus cereus and other Bacillus species*. In Doyle M.P. (Ed.) *Foodborne Bacterial Pathogens*, New York: M. Dekker, s. 21-50. ISBN 0824778669
- KRIŽÁNI I., ANDRÁŠ P., LADOMERSKÝ J. 2007. *Banicke záťaž Štiavnických vrchov*. Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene, 100 s. ISBN 978-80-228-1825-4
- KUBÁROVÁ, E. 2011. *Možnosti bioremediácie vôd s využitím kmeňov rodu Arthrobacter izolovaných zo skládky hnedého kalu v Žiari nad Hronom*: diplomová práca. Banská Bystrica: UMB.
- KVASNÍK E. 2014. *Mikroorganizmy v bioremedačných procesoch*. Bakalárska práca, Púchov: Trenčianska univerzita A. Dubčeka v Trenčíne FPT KMTE, 2014 51 s.
- MAČÁK, J. – FANDÁKOVÁ, I. 2017. *Rýchla diagnostika mikroorganizmov MALDI-TOF Biotyper*. [online]. [cit. 2017-05-03] Dostupné na internete: http://www.synlab.sk/fileadmin/standortseiten/synlab_sk/pdf/prednasky/2017-11-KE/06-Macak-rychla-diagnostika.pdf
- MALLISEWSKA W., DEC S., WIERBICKA H., WOZNAKOWSKAA A. 1985. The influence of various heavy metal compounds on the development and activity of soil microorganisms. *Environm. Poll.*, 37 s.
- MAZÚREK J. 1993. Prírodno – technické systémy v Banskej oblasti Špania Dolina – Staré Hory. In *Zborník Slovenského banského múzea*, roč. XVI. 1vyd. Martin: Gradus, 1993. s. 7–22. ISBN 809013923X
- ROHINI R., JAYALAKSHMI 2016. Microbial Bioremediation of Copper by a *Bacillus cereus* Strain Isolated from Coastal Waters of Thoothukudi, Tamil Nadu In *Proceedings of the International Forestry and Environment Symposium* [online]. 2016, vol. 21, 217 [cit . 2019.05.13] Dostupné na internete: <http://journals.sjp.ac.lk/index.php/fesympo/article/view/3087>.
- RUSKOVÁ J. 2002. Vplyv banickej činnosti na zdravie obyvateľov v modelovom území Špania Dolina. In Ďurža O., Rapant S. (eds.): *Geochemia 2002*. Bratislava: SAGCH, Katedra geochemie PRIF UK, Odd. geochemie ŽP, ŠGÚDŠ, s. 90-95. ISBN 80-88974-42-9.
- RUSKOVÁ J. 2003. Vplyv banickej činnosti na zdravie obyvateľov v obci Špania Dolina. In *Acta Universitatis Matthiae Belii, Séria environmentálna ekológia*. ISSN 1338-4430, 2003, 14. roč., 2, Banská Bystrica: Univerzita Mateja Bela v Banskej Bystrici Fakulta prírodných vied, s. 22
- VOZÁR J. 2000. *Zlatá kniha banická*. Košice: Banská agentúra, 2000. 263 s. ISBN:80968421-4-5

PREHLADOVÉ ČLÁNKY
REVIEWS

CHARAKTERISTIKA NAJVÝZNAMNEJŠÍCH ZDROJOV BANSKÝCH VÔD NA SLOVENSKU

VERONIKA DUBŠÍKOVÁ¹ – MARIÁN SCHWARZ² – ZUZANA PERHÁČOVÁ³

¹Katedra environmentálneho inžinierstva, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, ul. T.G. Masaryka 24, 960 01 Zvolen, dubsikova.veronika@gmail.com

²Katedra environmentálneho inžinierstva, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, ul. T.G. Masaryka 24, 960 01 Zvolen, schwarz@tuzvo.sk

³Katedra biológie a všeobecnej ekológie, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, ul. T.G. Masaryka 24, 960 01 Zvolen, zperhacova@gmail.com

ABSTRACT

Dubšíková, V., Schwarz, M., Perháčová, Z.: **Characterization of the mine water most important sources in Slovakia**

Due to favourable hydrogeological and climatic conditions there are many sources of mine water in Slovakia. The total discharge of mine water is about $1.80 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. 14 mining-deposit regions with 1 041 sources have been identified in Slovakia. Mine drainage represents a risk for the environment especially because of the high concentrations of heavy metals. The most of the discharges drain into surface water where they deteriorate the quality of the local streams. However, the quality and quantity of mine water differ from site to site. To minimize negative effects, it is necessary to understand the composition of mine drainage. The worst situation is at the site Smolník. Smolnícky potok Creek in the profile below the deposit is contaminated by iron, manganese, aluminium, zinc and copper. Mine water in Slovakia have approximately neutral pH, except from the Pech shaft (<5) and the New gallery (<6) in the Smolník site. The most commonly the contamination of surface water is caused by arsenic (Horná Nitra, Dúbrava, Pezinok, Špania Dolina, Slovinky, Kremnica site), copper (Dúbrava, Špania Dolina, Rudňany, Slovinky, Smolník, Novoveská Huta site), antimony (Dúbrava, Pezinok, Špania Dolina, Rudňany, Slovinky site) and other elements – zinc, manganese, aluminium, iron, mercury.

Key words: mining water in Slovakia, water quality, heavy metals, surface water contamination, environmental burdens

ÚVOD

Priaznivé geologické zloženie územia Slovenska umožnilo ťažbu nerastných surovín vo viacerých regiónoch. Prídruženým problémom dobývania rúd a nerastov je vznik vôd ovplyvnených ťažbou – akýkoľvek typ banských a horninových výtokov, procesné roztoky a produkty degradácie procesných roztokov (Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, 2008). Banské vody sa svojím zložením môžu podobat' na prírodné vody, ale často sú acidické s vysokým obsahom rizikových prvkov (United States Geological Survey, 2019).

Najčastejšie sa vyskytujúcim typom sú kyslé banské výtoky vznikajúce oxidáciou horniny s obsahom sulfidov, predovšetkým pyritu (Kefeni et al., 2017). Na rýchlosť reakcie vplývajú nielen fyzikálno-chemické faktory ako napr. reakčný

povrch, pH, vlhkosť, koncentrácia kyslíka, ale aj činnosť baktérií. Účinkom baktérií sa môže zvýšiť reakčná rýchlosť oxidácie sulfidov o 6 až 8 rádo (Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, 2008). Na katalytických reakciách sa okrem rodu *Acidithiobacillus* podieľajú aj zástupcovia rodov *Sulpholobus* a *Leptospirillum* (Hudáček, 2002; Gould a Kapoor, 2003; Mills, 1999).

Svojím zložením predstavujú banské vody environmentálne riziko znečistenia pôdy, zdrojov podzemnej a povrchovej vody. Jednotlivé zdroje banských výtokov sa značne líšia, čo súvisí s geologickými, hydrologickými, klimatickými a pedologickými pomermi v lokalite. Najčastejšie dochádza ku kontaminácii povrchových tokov arzénom, antimónom, meďou, zinkom a mangánom (Bajtoš, 2016). Pre zvolenie účinnej metódy sanácie alebo preventívnych opatrení je nutné poznať genézu a objem banských vôd v rizikových ob-

lastiach. Článok sumarizuje dostupné informácie o distribúcii a zložení bankských výtokov v historicky významných regiónoch Slovenska.

Prvý komplexný výskum sa uskutočnil ešte v 70.-tych rokoch minulého storočia a jeho výsledky boli publikované v treťom zväzku Hydrogeológie ČSSR – Hydrogeológia ložísk nerastných surovín (Homola a Klír, 1975). Ďalší rozsiahly výskum pod vedením Štátneho geologického ústavu Dionýza Štúra sa uskutočnil v rokoch 2008 – 2011 (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016). Súbor poznatkov dopĺňajú ďalšie menej rozsiahle práce o kvalite, kvantite, možnostiach využitia a environmentálnych problémoch bankských výtokov (Cicmanová et al., 1999; Bajtoš, 2005; Bajtoš et al., 2011; Bajtoš, 2016).

Na území Slovenska môžeme identifikovať 14 bankských regiónov s viac ako 70 lokalitami ťažby. Priestorovo sú zdroje bankských vôd rozmiestnené nerovnomerne, ale sústreďujú sa do historických bankských regiónov, ktoré svojim rozmiestneným zodpovedajú geologickému členeniu Slovenska (Vass et al., 1988). Najväčším zdrojom bankských vôd je región Gemer na východe Slovenska rozdelený do 20 bankských oblastí (Bajtoš, 2016).

Cieľom článku je sumarizovať dostupné údaje o najvýznamnejších zdrojoch bankských vôd na Slovensku a poskytnúť informácie o ich zložení na základe monitoringu Štátneho geologického ústavu Dionýza Štúra a ďalších vedeckých prác.

REGIÓN GEMER

V pásme Gemera vzniká 662,73 l.s⁻¹ bankských vôd z 656 prameňov, čo predstavuje až 63 % z celkového množstva na území Slovenska. V regióne sa nachádza viacero významných zdrojov – Slovinky (123,35 l.s⁻¹), Novoveská Huta (60,54 l.s⁻¹), Rudňany-Poráč (32,75 l.s⁻¹), Nižná Slaná, Smolník, Rožňava. Z hľadiska znečistenia povrchových tokov je najhoršia situácia v lokalite Smolník. Koncentrácie železa, mangánu, hliníka, zinku a medi v Smolníckom potoku vysoko prevyšujú povolené limity (Bajtoš, 2016).

Slovinky

V lokalite Slovinky sa nachádza vyťažené ložisko medenej rudy. Odvodnenie zatopených bankských priestorov zabezpečuje dedičná štôlna Alžbeta do povodia Slovinského potoka a viacero ďalších štôlní (Slovinský prekop, štôlna Krížová a i.) do povodia Hnilca. Výdatné výtoky na gelnickej strane sú zo štôlne Stará Krížová a Jozef

(Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016). Do Slovinského a Poračského potoka sa vlievajú výrony vôd z bankských hald, drenážne vody z odkalísk ako aj odpadové vody zo šácht a starých zavalených štôlní (Perháčová et al., 2011).

Zvýšené koncentrácie arzénu, antimónu, mangánu a síranového aniónu dlhodobo obsahuje bankská voda štôlne Alžbeta, ktorá spôsobuje zhoršenie kvality vody Slovinského potoka. V tabuľke 1 sú uvedené namerané ukazovatele kvality vody. Výtok zo štôlne Alžbeta nespĺňa požiadavky na kvalitu vody v obsahu síranového aniónu, antimónu a arzénu. Nameraná koncentrácia arzénu v roku 2015 prekračovala 29,7-násobne limit uvedený v Nariadení vlády SR č. 269/2010 Z.z.. V profile Slovinského potoka pod oblasťou postihnutou bankskou aktivitou bola zistená vysoká koncentrácia arzénu a antimónu nevyhovujúca požiadavkám na kvalitu povrchových vôd. Pritom Slovinský potok má pri vstupe do ložiskovej oblasti vyhovujúcu kvalitu, ale v profile pred sútokom s Poračským potokom je obsah antimónu už nevyhovujúci (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016; Nariadenia vlády č. 269/2010 Z.z.).

Novoveská Huta

V banskej oblasti Novoveská Huta sa nachádza opustená baňa s uránovo-molybdénovou a medenou rudou, povrchové a hlbinné ložisko sadrovca a lom na stavebné kameň. Začiatok ťažby medi sa datuje až do 13. storočia. V druhej polovici 20. storočia pribudla aj ťažba uránovej rudy. Baňa na uránovú a medenú rudu je v súčasnosti zatopená a odvodňovaná najmä výtokom Vodnou štôľňou (namerané ukazovatele kvality vody sú v tab. 1) a ďalšími štôľňami s nižšou výdatnosťou (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016).

V lokalite dochádza ku kontaminácii dvoch povrchových tokov – Suchohorský potok a potok Holubnica. Najhoršiu kvalitu dosahuje Suchohorský potok pod haldou lomu Muráň. Zároveň sú zvýšené koncentrácie síranového aniónu, arzénu, antimónu a medi. Postupným riedením s ďalšími prítokmi dochádza k zlepšeniu kvalitatívnych vlastností a pred sútokom s potokom Holubnica dosahuje vyhovujúce parametre kvality (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016; Nariadenie vlády č. 269/2010 Z.z.).

Rudňany-Poráč

V lokalite Rudňany bola historická ťažba Fe-Cu-Hg rudy ukončená okolo roku 1990. V po-

slednej dobe sa v menšom rozsahu vykonáva ťažba sideritu a barytu nad dedičným horizontom Rochus v oblasti Poráča. Ložisko Rudňany-Poráč je zaplavené od roku 2006 a prirodzene odvodňované štôľňou Rochus. Voda zo štôľne Rochus prekračuje požiadavky na kvalitu vody v ukazovateľoch vodivosti (1,34-násobne), obsah síranov (1,34-násobne) a obsah mangánu (4,3-násobne) (Nariadenie vlády SR č. 269/2010 Z.z.). Banská voda na povrchu vyteká do Rudnianskeho potoka, čím dochádza k jeho kontaminácii prevažne antimónom (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016; Bajtoš, 2016).

Pri hodnotení kontaminácie povrchových vôd v lokalite Rudňany boli namerané v Rudnianskom potoku nasledovné priemerné koncentrácie: 8 $\mu\text{g.l}^{-1}$ medi, 5 $\mu\text{g.l}^{-1}$ arzénu, 4,5 $\mu\text{g.l}^{-1}$ olova, 6,9 $\mu\text{g.l}^{-1}$ zinku a 0,8 $\mu\text{g.l}^{-1}$ ortuti. Pôvod kontaminácie možno odvodiť od odkaliska a blízkeho závodu na spracovanie ortuti (Angelovičová a Fazekašová, 2014). Tiež obsah viacerých prvkov v sedimentoch rieky Hornád bol vyšší po sútoku s Rudnianskym potokom, čo sa prejavilo aj na zvýšenom obsahu kovov v sedimentoch Ružínskej priehrady na Hornáde (asi 40 km pod sútokom s Rudnianskym potokom). Obzvlášť neobvyklý bol obsah bária, chrómu, medi, ortuti, fosforu a antimónu (Bajtoš, 2000).

Nižná Slaná

V lokalite Nižná Slaná sa nachádza ložisko metasomatického sideritu. V súčasnosti sa aktívna ťažba nevykonáva a dochádza k samovoľnému zatápaniu bane. Na odvodnenie povrchových priestorov bola vyrazená odvodňovacia štôľňa Marta, ktorá ústí do telesa jamy Gabriela (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016).

V drenážnej vode z odkaliska boli zistené nevyhovujúce koncentrácie síranového aniónu, mangánu a arzénu (tab. 1). Riziko predstavuje množstvo arzénu v priesakovej vode z odkaliska prekračujúce indikačné kritérium (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016; Smernica MŽP SR č. 1/2015 – 7).

Smolník

Pyritové ložisko Smolník je v súčasnosti zatopené a odvodňované predovšetkým šachtou Pech a čiastočne aj štôľňami Karitas a Karoli, prípadne neregulovanými priesakmi do Smolníckeho potoka (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016).

Na základe meraní uskutočnených v rokoch 2002–2003 sa denne do Smolníckeho potoka

uvoľňovalo 280 kg železa, 3,54 kg medi a 1,44 kg zinku (pri priemernom odtoku a klimatických podmienkach) (Lintnerová et al., 2008). Neskoršia bilancia hmotnostného toku ukázala, že denne sa do Smolníckeho potoka vo forme rozpustených solí dostane 0,34–1,04 t železa, 37,6–107,6 kg mangánu, 69,1–300,7 kg hliníka, 9,0–32,6 kg zinku a 1,2–25,9 kg medi (Bajtoš et al., 2013). Väčšina banských vôd pochádza z monitorovaných objektov – šachta Pech, štôľňa Karol, Nová štôľňa a dva výtoky z usadzovacej jamy. Primárnym zdrojom kontaminácie je výtok zo šachty Pech, ktorý uvoľňuje viac ako 90 % síranového aniónu a mangánu, a viac ako 99 % železa, hliníka, zinku a medi (Bajtoš, 2016). Podľa nameraných hodnôt (tab. 1) výtok zo šachty Pech nespĺňa požiadavky na kvalitu povrchovej vody v ani jednom zo stanovených ukazovateľov (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016; Nariadenie vlády SR č. 269/2010 Z.z.).

Rožňava

Pre banskú oblasť Rožňava bola typická ťažba komplexných Fe-rúd. Z hľadiska geológie sa v rožňavskom rudnom poli vyskytujú hydrotermálne rudné žily sideritovej formácie s obsahom medi, železa a antimónu (Grecula et al., 1995). Po ukončení ťažby v bani Mária a jej uzatvorenia bola v rokoch 2000–2005 postupne zatápaná. Samovoľný výtok odtelal Dopravným prekopom. Ďalšie žily sa ťažili v bani Sadlovska v mestskej časti Nadabuly na západnom okraji Rožňavy. Baňa je tiež zatopená a odvodňovaná dedičnými štôľňami Sadlovský a Augusta, ktorých výtoky sú zvedené do spoločného drenážneho kanála K2 ústiaceho do rieky Slaná (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016).

Zdroje banskej vody v lokalite môžu negatívne ovplyvniť kvalitu povrchovej vody najmä zvýšenou celkovou mineralizáciou, vysokým obsahom síranového aniónu, mangánu, arzénu, antimónu (tab. 1) a v prípade Dopravného prekopu aj železa, medi, niklu a zinku (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016). Výtoky z Dopravného prekopu, a kanála K2 nespĺňajú požiadavky Nariadenia vlády SR č. 269/2010 Z.z. v obsahu síranov, mangánu, arzénu a vo vodivosti. Pre vody vytekajúce z bane Mária je charakteristické kyslé pH (<5), v roku 2007 dokonca 2,98 čo spôsobilo vysoký obsah železa vo forme Fe^{2+} (max. 42 mg.l^{-1}) (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016; Tometz a Kysel'ová, 2009).

Tab. 1 Kvalitatívne parametre banských vôd v regióne Gemer za obdobie 2013–2015 (zdroj: upravené (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016; Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2015; Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2014))

Tab. 1 Qualitative parameters of mine water in Gemer region in period 2013–2015 (source: modified (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016; Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2015; Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2014))

Objekt	Obdobie	Q [l/s]	EK [mS/m]	pH	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	Mn [mg/l]	Sb [mg/l]	Zn [mg/l]	Pb [mg/l]	As [mg/l]	Cu [mg/l]
Slovinky – štôlna Alžbeta	2013	30,90	107,20	8,01	304,000	0,407	0,012	0,006	0,005	0,272	0,004
	2014	36,70	102,20	7,96	307,000	0,307	0,009	0,003	0,003	0,348	0,001
	2015	24,30	102,60	7,55	275,000	0,271	0,007	0,002	0,003	0,345	0,002
Novoveská Huta – ložisko sádrovca	2013	–	295,50	7,88	1436,000	0,024	0,001	–	–	0,003	0,001
	2014	4,39	275,50	7,82	1460,000	0,019	0,005	–	–	0,003	0,004
	2015	–	279,50	7,89	1460,000	0,008	0,001	–	–	0,001	0,002
Novoveská huta – Vodná štôlna	2013	1,60	83,60	7,65	273,000	0,084	0,012	–	–	0,023	0,034
	2014	11,60	86,70	7,73	300,000	0,056	0,007	–	–	0,016	0,018
	2015	–	79,10	8,25	214,000	0,061	0,008	–	–	0,019	0,021
Rudňany – štôlna Rochus	2013	72,00	172,00	7,53	461,000	1,254	0,010	0,005	–	0,011	0,002
	2014	44,90	145,70	7,65	306,000	1,400	0,007	0,005	–	0,005	0,003
	2015	–	174,50	7,61	334,000	1,290	0,005	0,001	–	0,005	0,001
Rudňany – štôlna Všechnvých	2013	0,21	99,40	7,77	23,000	0,051	0,005	0,004	–	0,001	0,002
	2014	0,23	70,10	7,79	23,000	0,021	0,003	0,005	–	0,001	0,001
	2015	–	97,80	8,18	24,000	0,018	0,001	0,001	–	0,001	0,001
Nižná Slaná – odkalisko	2013	1,51	105,40	8,19	303,000	1,460	0,004	–	0,003	0,104	0,002
	2014	1,72	104,70	8,23	304,000	1,210	0,004	–	–	0,085	–
	2015	–	129,85	7,72	410,000	1,560	0,006	–	0,003	0,146	0,001
Smolník – Nová štôlna	2013	7,30	27,50	5,00	127,000	1,300	–	0,085	0,004	0,001	0,084
	2014	4,40	19,70	6,27	52,000	0,900	–	0,051	0,003	0,001	0,030
	2015	0,80	29,30	5,29	151,000	1,500	–	0,087	0,003	0,001	0,067
Smolník – šachta Pech	2013	13,50	278,40	3,96	2395,000	18,670	–	6,139	0,099	0,289	4,214
	2014	21,40	266,50	4,09	2595,000	20,100	–	5,080	0,041	0,034	1,013
	2015	14,00	262,00	4,02	1880,000	20,400	–	6,128	0,043	0,051	0,926
Smolník – štôlna Karoli	2013	0,20	46,00	5,46	249,000	2,100	–	0,510	0,005	0,003	0,173
	2014	0,16	44,50	6,23	206,000	0,140	–	0,144	0,003	0,001	0,002
	2015	0,10	44,40	7,01	200,000	0,100	–	0,052	0,003	0,001	0,004
Rožňava – Dopravný prekop	2013	–	186,90	6,43	10,730	21,930	0,025	0,152	0,006	0,025	0,105
	2014	10,00	170,60	6,26	1051,000	32,600	0,001	0,859	0,007	0,004	0,017
	2015	10,00	126,70	6,63	659,000	10,510	0,004	0,026	0,003	0,004	0,018
Rožňava – kanál K2	2013	10,70	192,00	7,97	670,000	–	0,011	–	0,003	0,054	0,003
	2014	5,30	177,60	8,02	606,000	–	0,004	–	0,003	0,045	0,001
	2015	4,20	174,70	7,86	606,000	0,870	0,002	0,003	0,003	0,370	0,003

REGIÓN STREDO-SLOVENSKE NEOVULKÁNY

V regióne stredoslovenských neovulkánov bolo zdokumentovaných 190 zdrojov banských vôd s výdatnosťou 460,94 l.s⁻¹, čo predstavuje 26 % z celkového množstva. Najväčšie množstvo vzniká v štiavnicko-hodrušskom rudnom revíri

(341,45 l.s⁻¹), nasleduje oblasť Kremnica (83,75 l.s⁻¹). Ďalšie zdroje sú menej výdatné (Bajtoš, 2016).

Banská Štiavnica a Hodruša-Hámre

Banská Štiavnica a Hodruša-Hámre sú historicky významné dobývaním drahých kovov.

V súčasnosti je posledným bankým podnikom zameraným na ťažbu a spracovanie drahých a farebných kovov závod v Hodruši-Hámroch, ktorý vykonáva ťažbu rudy s obsahom zlata, striebra, olova a zinku. Takmer celú oblasť Štiavnica-Hodruša odvodňujú dve dedičné štôľne – Voznická dedičná štôľňa a Nová odvodňovacia štôľňa. Banská voda zo štôľne Zlatý stôl vyteká do Hodrušského potoka (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016). Namerané hodnoty ukazovateľov kvality vody pre výtoky zo štôľní sú uvedené v tabuľke 2.

Voznickou dedičnou štôľňou sa každoročne dostáva do rieky Hron približne 45 t zinku, 30 t železa a mangánu, 6 t hliníka, 1 t olova a asi 150 kg kadmia. V banskej vode Novej odvodňovacej štôľne boli prekročené koncentrácie pre prvky zinok, kadmium a mangán. Recipientom bankých vôd z týchto dedičných štôľní je rieka Hron, v ktorej nebola zaznamenaná zhoršená kvalita vody (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016; Bajtoš, 2016). V banskej vode zo štôľne Zlatý stôl bol zistený zvýšený obsah mangánu a vápnika, čo viedlo k zhoršeniu kvality povrchovej vody v Hodrušskom potoku občasne až do triedy V (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016; Bajtoš et al., 2013).

Banské výtoky vznikajú aj v lome Šobov, kde zdrojom acidifikácie a toxických prvkov je halda odpadového materiálu. Namerané pH bankých

vôd sa pohybovalo v rozsahu 1,2–2,5. Obsah rozpustených solí bol v rozmedzí 15–50 g.l⁻¹ s najväčším zastúpením hliníka, železa a síranového aniónu. V súčasnosti sú vody vznikajúce v lome Šobov odvádzané do podzemia, kde sa miešajú s bankými vodami Voznickej dedičnej štôľne (Šottník et al., 2002).

Kremnica

V oblasti Kremnica kulminovala ťažba drahých kovov v 14. a 15. storočí. Podstatnú časť bankých diel v kremnickom rudnom revíri odvodňuje Hlavná dedičná štôľňa do rieky Hron. Banské vody sa miešajú s časťou povrchových vôd privádzanými do podzemia na prevádzku hydroelektrárne. Banská voda z ďalších dedičných štôľní vytekajú do Kremnického potoka alebo jeho prítokov (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016).

V povrchovej vode Kremnického potoka bola zistená zvýšená koncentrácia arzenu, antimónu a mangánu, ktorých pôvodom je pravdepodobne výtok z Hlbokej dedičnej štôľne. Ďalšími častými kontaminantami sú síranový anión, celkové železo, kadmium a olovo (tab. 2). Riziko predstavuje aj obsah mangánu, arzenu, antimónu a síranového aniónu v banskej vode Hlavnej dedičnej štôľne (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016;

Hudáček a Kubičková, 2005).

Tab. 2 Kvalitatívne parametre bankých vôd v regióne stredoslovenské neovulkány za obdobie 2013–2015 (zdroj: upravené (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016; Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2015; Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2014))

Tab. 2 Qualitative parameters of mine water in Central Slovakia Neovolcanic Field region in period 2013–2015 (source: modified (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016; Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2015; Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2014))

Objekt	Obdobie	EK [mS/m]	pH	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	Fe [mg/l]	Al [mg/l]	Mn [mg/l]	Zn [mg/l]	Pb [mg/l]	As [mg/l]	Cu [mg/l]
Štiavnica-Hodruša – Voznická dedičná štôľňa	2013	140,00	7,44	712,000	5,735	2,730	5,675	11,850	0,062	0,009	0,131
	2014	135,00	6,90	630,000	0,277	0,145	3,130	4,790	0,003	0,001	0,010
	2015	132,00	7,80	690,000	0,705	0,270	3,090	4,197	0,008	0,004	0,011
Štiavnica-Hodruša – Nová odvodňovacia štôľňa	2013	109,00	7,96	496,000	2,050	0,900	2,800	8,550	0,023	0,005	0,042
	2014	72,00	7,76	235,000	0,152	0,035	0,033	0,171	0,003	0,001	0,001
	2015	67,00	8,42	229,000	0,285	0,010	0,196	0,393	0,003	0,001	0,001
Štiavnica-Hodruša – štôľňa Zlatý stôl	2013	77,00	7,87	137,000	0,027	0,010	0,328	0,005	0,003	0,001	0,001
	2014	84,00	6,99	132,000	0,037	0,015	0,360	0,018	0,005	0,001	0,001
	2015	93,00	7,31	142,000	0,183	0,010	0,455	0,006	0,003	0,001	0,001
Kremnica – Hlavná dedičná štôľňa	2013	68,90	7,48	111,000	–	–	0,446	0,028	–	0,006	0,003
	2014	100,30	7,35	574,000	–	–	2,182	0,077	–	0,008	0,006
	2015	58,20	7,03	258,000	–	–	1,090	0,044	–	0,011	0,004
Kremnica – Hornoveská štôľňa	2013	13,30	5,92	43,000	–	–	0,339	0,044	–	0,003	0,003
	2014	13,00	5,90	45,000	–	–	0,332	0,032	–	0,003	0,001
	2015	13,60	7,35	48,000	–	–	0,340	0,030	–	0,002	0,002
Kremnica – Hlboká štôľňa	2013	94,70	7,03	560,000	–	–	2,304	0,108	–	0,009	0,003
	2014	75,90	6,98	101,000	–	–	0,379	0,041	–	0,002	0,004
	2015	58,20	7,03	258,000	–	–	1,090	0,044	–	0,011	0,004

REGIÓN HORNÁ NITRA

V regióne Horná Nitra je historicky významná ťažba uhlia, ktorá prebieha aj v súčasnosti v lokalitách Handlová, Cigeľ a Nováky. Vznikajúce banské vody (spolu 333,7 l.s⁻¹) sú odvodňované štyrmi najvýznamnejšími štôľňami – Stará štôľňa v Handlovej, štôľňa Cigeľ, štôľňa Hlboké a štôľňa v Lehote pod Vtáčnikom. Všetky výtoky, okrem štôľne Hlboké, ústia do miestnych povrchových tokov (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016; Bajtoš, 2016).

Tab. 3 Kvalitatívne parametre banských vôd v regióne Horná Nitra za obdobie 2013–2015 (zdroj: upravené (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016; Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2015; Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2014))

Tab. 3 Qualitative parameters of mine water in Upper Nitra region in period 2013–2015 (source: modified (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016; Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2015; Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2014))

Objekt	Obdobie	EK [mS/m]	pH	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	NO ₂ [mg/l]	Fe [mg/l]	Al [mg/l]	Zn [mg/l]	Pb [mg/l]	As [mg/l]	Cu [mg/l]
Horná Nitra – Stará štôľňa	2013	45,00	7,92	97,000	–	0,030	0,017	0,005	0,003	0,002	0,001
	2014	85,00	8,24	244,000	0,030	–	–	–	–	0,002	–
	2015	86,10	7,97	95,000	0,050	0,120	0,040	0,004	0,003	0,006	0,002
Horná Nitra – štôľňa Cigeľ	2013	71,30	7,71	105,000	–	0,030	0,030	0,003	0,003	0,004	0,001
	2014	71,20	7,84	108,000	0,040	–	–	–	–	0,006	–
	2015	70,10	8,25	67,000	0,060	0,160	0,030	0,001	0,003	0,007	0,003
Horná Nitra – štôľňa Hlboké	2013	49,50	8,04	34,000	–	0,010	0,040	0,002	0,003	0,007	0,001
	2014	50,20	7,83	36,000	0,010	–	–	–	–	0,009	–
	2015	51,10	8,19	22,000	0,010	0,160	0,010	0,001	0,003	0,008	0,002
Horná Nitra – štôľňa Lehota pod Vtáčnikom	2013	60,20	7,10	95,000	–	0,280	0,010	0,002	0,003	0,010	0,001
	2014	55,70	7,25	86,000	0,030	–	–	–	–	0,011	–
	2015	54,80	7,71	85,000	0,030	0,250	0,010	0,001	0,003	0,014	0,002

REGIÓN NÍZKE TATRY

V regióne Nízke Tatry sa ťažili predovšetkým antimonit a ďalšie rudy s obsahom antimónu a vzácnych kovov. Zdokumentovaných je 74 zdrojov banských vôd, najviac v Španej doline (14), Magurke (11) a Dúbrave (11). Celkovo vzniká 129,29 l.s⁻¹ banských vôd (Bajtoš, 2016).

Dúbrava

V lokalite Dúbrava sa ťažila a upravovala antimonitová ruda od 18. storočia. V roku 1993 bola ťažba ukončená. Hlavným rudným minerálom bol antimonit, vedľajšími minerálmi pyrit, arzenopyrit, sfalerit, galenit, hematit. Obsahy antimónu v rude kolíšu medzi 1,5–5,0% (Bajtoš, 2012). Sumárne zo 7 monitorovaných štôľní vyteká približne 50 l.s⁻¹. Environmentálne nebezpečenstvo predstavujú aj priesaky z úložísk haldového materiálu a úpravarenských kalov, ktoré kontami-

nújú potok Paludžanka (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016). Riziko predstavuje obsah síranov, železa, mangánu a arzenu v banských výtokoch. Indikačné kritérium neprekročil žiadny zo sledovaných ukazovateľov. Výnimkou je výtok zo štôľne v Lehote pod Vtáčnikom, ktorý prekračuje limitnú hodnotu pre arzén. Namerané zvýšené hodnoty NO₂ a ortuti v povrchových tokoch nepochádzajú z banských výtokov, napr. v Handlovke priemerný obsah NO₂ prevyšuje medznú hodnotu už v profile nad Starou štôľňou (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016; Bajtoš, 2016; Nariadenie vlády č. 269/2010) (tab. 3).

nújú potok Paludžanka (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016).

V dolnom profile potoka Paludžanka dosahovala koncentrácia antimónu 0,08–0,37 mg.l⁻¹. Výtokmi zo štôľni sa do potoka dostáva približne 4,447 až 15,276 kg.d⁻¹ antimónu (Bajtoš, 2012). Mineralizácia povrchovej vody sa zvyšuje po prúde, v profile nad štôľňami dosahuje 36,58–46,56 mg.l⁻¹, v profile pod odkaliskami narastá na 53,81–71,04 mg.l⁻¹ a najvyššie hodnoty sú v profile pod obcou Lazisko 73,6–103,04 mg.l⁻¹ (Ženišová et al., 2010). Okrem antimónu obsahujú banské vody aj zvýšené koncentrácie arzenu (štôľňa Samuel). Obsah síranov a meďi v povrchovej vode je nízky (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016). Namerané ukazovatele kvality vody sú uvedené v tabuľke 4. Výtoky zo všetkých štôľní nespĺňajú limit pre obsah arzenu a najmä antimónu, ktorý prekračujú viac ako 100-násobne a v prípade štôľne Samuel až viac ako 1000-násobne (Nariadenie vlády SR č. 269/2010 Z.z.)

Špania dolina

Lokalita Špania Dolina je známa ťažbou medi, ktorá kulminovala v stredoveku. Ťažba bola ukončená v roku 1985 a v súčasnosti patrí k chráneným ložiskovým územiám aj keď o obnovení dobývania sa neuvažuje. Okrem štôlní, ako pozostatkov ťažobnej činnosti, sa tu nachádzajú haldy a odkaliská obsahujúce odpad z úpravy miestnej rudy a Hg-rudy z Malachova. Oblasťou pretekajú tri povrchové toky – Banský potok, potok Zelená a Richtársky potok (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016).

Banské vody obsahujú vysoké koncentrácie medi, antimónu a arzenu (tab. 4). Všetky tri kontaminanty prekračujú povolené limity pre povrchové vody, najvýznamnejšie v potoku Zelená – takmer 130-násobné prekročenie v obsahu antimónu, 80-násobné pre meď a 6-násobné pre arzén. Rizikový je obsah antimónu vo výtokoch zo všetkých monitorovaných štôlní a medi vo výtoku zo štôlne Piesky (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016; Nariadenia vlády č. 269/2010 Z.z.).

Tab. 4 Kvalitatívne parametre banských vôd v regióne Nízke Tatry za obdobie 2013–2015 (zdroj: upravené (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016; Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2015; Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2014))

Tab. 4 Qualitative parameters of mine water in Nízke Tatry Mts. region in period 2013–2015 (source: modified (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016; Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2015; Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2014))

Objekt	Obdobie	Q [l/s]	EK [mS/m]	pH	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	Hg [mg/l]	Zn [mg/l]	As [mg/l]	Sb [mg/l]	Cu [mg/l]
Dúbrava – štôlna Svätopluk	2013	27,40	23,50	7,79	36,400	–	–	0,034	1,005	0,001
	2014	33,80	17,30	7,60	49,500	0,00008	0,009	0,031	1,295	0,002
	2015	–	27,70	7,41	28,500	–	–	0,031	1,226	0,003
Dúbrava – štôlna Samuel	2013	0,20	58,80	8,33	165,500	–	–	0,073	6,635	0,002
	2014	0,60	51,30	7,86	140,000	0,00010	0,006	0,058	7,430	0,002
	2015	–	58,10	7,71	170,000	–	–	0,191	7,930	0,004
Dúbrava – štôlna Rakytová	2013	2,00	31,00	8,02	82,300	–	–	0,021	0,936	0,001
	2014	6,00	36,70	7,75	112,800	0,00005	0,008	0,019	1,188	0,001
	2015	–	47,90	8,03	157,500	–	–	0,040	1,674	0,002
Dúbrava – štôlna Martín	2013	18,00	48,50	8,19	136,500	–	–	0,040	1,225	0,001
	2014	12,60	44,20	8,06	118,500	0,00008	0,005	0,031	0,970	0,001
	2015	–	41,50	8,10	100,000	–	–	0,036	1,012	0,002
Dúbrava – Flotačná štôlna	2013	3,70	43,60	8,07	112,500	–	–	0,015	1,048	0,001
	2014	3,40	43,50	7,88	116,500	0,00007	0,005	0,009	0,968	0,001
	2015	–	45,90	8,22	113,500	–	–	0,014	1,113	0,002
Dúbrava – Hlavný dopravný prekop	2013	9,80	35,40	7,87	86,400	–	–	0,031	2,880	0,001
	2014	12,80	34,60	7,62	84,000	12,80000	34,600	0,023	2,055	0,001
	2015	–	58,10	7,71	170,000	–	–	0,191	7,930	0,004
Špania Dolina – štôlna Piesky	2013	7,97	52,60	8,06	61,400	0,00005	0,081	0,043	0,555	0,653
	2014	9,20	47,10	7,86	64,800	0,00005	0,111	0,037	0,406	0,810
	2015	–	58,90	8,17	73,000	0,00005	0,053	0,037	0,449	0,364
Špania Dolina – Denná štôlna	2013	0,11	29,00	7,85	36,300	0,00005	0,006	0,035	0,114	0,209
	2014	0,08	25,70	7,74	31,550	0,00005	0,007	0,018	0,059	0,201
	2015	–	32,80	8,16	47,000	0,00005	0,046	0,050	0,343	0,456
Špania Dolina – štôlna Ivan	2013	1,02	51,00	7,29	76,700	0,00005	0,034	0,029	0,149	0,115
	2014	0,94	49,70	7,43	76,900	0,00005	0,023	0,027	0,127	0,105
	2015	–	53,70	7,20	89,000	0,00005	0,170	0,031	0,170	0,319
Špania Dolina – štôlna Ferdinand	2013	23,88	101,70	6,91	285,000	0,00005	0,106	0,023	0,223	0,228
	2014	23,84	85,50	6,76	213,000	0,00005	0,092	0,022	0,190	0,193
	2015	–	104,30	7,69	303,000	0,00005	0,101	0,020	0,205	0,220

REGIÓN MALÉ KARPATY

V regióne sú situované dve banské lokality – oblasť mangánových baní v Stupave a oblasť antimónových baní v Pezinku. V regióne vzniká približne 50,67 l.s⁻¹ banských vôd, z toho väčšina (49,38 l.s⁻¹) v oblasti Pezinka (Bajtoš, 2016). V Malých Karpatoch bolo ekonomicky najvýznamnejšie rudné ložisko Pezinok-Pernek (Chovan et al., 1992).

V oblasti ložiska Pernek nebola zaznamenaná acidifikácia povrchových vôd. V povrchových vodách sa hodnoty pH pohybovali v rozsahu 6,39–8,20. Najnižšia hodnota bola nameraná v banskej vode zo zavalenej štólne Pavol (5,87). Výtok z tejto štólne je najväčším zdrojom kontaminácie nielen kvôli vysokému obsahu železa (6,94 mg.l⁻¹), mangánu (0,66 mg.l⁻¹), amónnych iónov (1,36 mg.l⁻¹), ale aj značnou výdatnosťou (4–6 l.s⁻¹). Boli namerané aj vysoké koncentrácie zinku (161 µg.l⁻¹) a niklu (189 µg.l⁻¹), ktoré boli vyššie ako koncentrácie antimónu (14 µg.l⁻¹) a arzénu (5 µg.l⁻¹) (Jašová et al., 2009).

V oblasti ložiska Pezinok dochádza ku konta-

minácii povrchových a podzemných vôd, ktorých primárnym zdrojom sú výtoky zo štólne Pyritová, Budúcnosť a Sirková (namerané hodnoty sú uvedené v tab. 5). Ďalším zdrojom kontaminácie je drenážna voda a priesaky odkaliska (Krčmár et al., 2007). Územie je odvodňované potokom Blatina a jeho prítokmi. Zhoršenie kvality povrchových vôd sa prejavuje zvýšenými obsahmi síranov, železa, mangánu, hliníka, arzénu a antimónu (Flaková et al., 2003). Výtoky z Pyritovej štólne a štólne Budúcnosť nespĺňajú požiadavky na kvalitu povrchovej vody v obsahu síranov, mangánu, arzénu a antimónu. Banská voda zo štólne Ryhová prekračuje limit pre obsah železa viac ako 2-násobne (Nariadenie vlády SR č. 269/2010 Z.z.).

Ďalším prejavom banskej činnosti je vyzrážanie a sedimentácia okrových zrazenín železa. Na čerstvé zrazeniny železa sa sorbujú viaceré prvky, aj hliník, antimón a arzén. Pri zmene podmienok sa môžu späťne uvoľňovať do vôd. Najmä v období zvýšenej zrážkovej činnosti sa zintenzívňuje ich migrácia na väčšie vzdialenosti (Flaková et al., 2003).

Tab. 5 Kvalitatívne parametre banských vôd v oblasti Pezinok za obdobie 2013–2015 (zdroj: upravené (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016; Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2015; Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2014))

Tab. 5 Qualitative parameters of mine water in Pezinok area in period 2013–2015 (source: modified (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016; Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2015; Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2014))

Objekt	Obdobie	Q [l/s]	EK [mS/m]	pH	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	Fe [mg/l]	Mn [mg/l]	As [mg/l]	Sb [mg/l]
Pezinok – štólňa Ryhová	2013	22,60	58,60	7,12	195,00	6,350	0,285	0,005	0,015
	2014	34,80	58,10	6,57	201,00	5,120	0,252	0,007	0,010
	2015	13,40	53,20	6,81	194,00	5,260	0,270	0,003	0,008
Pezinok – Pyritová štólňa	2013	6,50	127,50	7,86	585,00	0,350	0,760	0,037	0,520
	2014	4,00	125,20	7,82	605,00	0,250	0,466	0,032	0,384
	2015	6,40	103,00	8,15	507,00	0,300	0,690	0,031	0,381
Pezinok – štólňa Budúcnosť	2013	3,00	84,10	7,59	336,00	4,060	1,550	0,036	0,089
	2014	2,90	82,10	7,59	373,00	3,120	2,455	0,023	0,074
	2015	3,10	71,70	7,39	308,00	1,630	1,270	0,018	0,078

ZÁVER

Slovensko je krajina s bohatou baníckou históriou. Hoci na väčšine banských lokalít bola ťažba už ukončená, negatívne dopady stále pretrvávajú. Jedným z nich je aj tvorba banských vôd, ktoré môžu svojim zložením kontaminovať zdroje podzemnej a povrchovej vody. Na minimalizáciu ich vplyvov je nutné poznať ich množstvo a zloženie. Tieto parametre závisia od geologických,

hydrologických a klimatických podmienok, a preto sa jednotlivé banské výtoky svojimi vlastnosťami líšia.

Väčšina banských vôd má približne neutrálne pH, výnimkou sú napr. výtoky zo šachty Pech (<5) a z Novej štólne (<6) v lokalite Smolník. Banské vody kontaminujú povrchové toky rizikovými prvkami. Najčastejšie povolené limity prekračujú koncentrácie arzénu (Horná Nitra, Dúbrava, Pezinok, Špania Dolina, Slovinky, Kremnica),

medi (Dúbrava, Špania Dolina, Rudňany, Slovinky, Smolník, Novoveská Huta), antimónu (Dúbrava, Pezinok, Špania Dolina, Rudňany, Slovinky) a ďalších prvkov – zinok, mangán, hliník, železo, ortuť.

V ohrozených lokalitách je nutnosťou dôsledný monitoring a vykonanie opatrení na zníženie negatívnych vplyvov na životné prostredie. Sanácia takýchto lokalít je pomerne nákladná. Iným príkladom zníženia emisií banských vôd do prostredia môže byť využitie teploty banskej vody v systéme centrálného zásobovania teplom – mesto Žarnovica (zámer je v štádiu posudzovania vplyvov na životné prostredie).

LITERATÚRA

- ANGELOVIČOVÁ, L. a FAZEKAŠOVÁ, D., 2014. Contamination of the soil and water environment by heavy metals in the former mining area of Rudňany (Slovakia). *Soil and Water Research*. 9(1), 18-24. ISSN 1801-5395.
- BAJTOŠ, P. et al., 2011. Banské vody Slovenska vo vzťahu k horninovému prostrediu a ložiskám nerastných surovín. Bratislava : ŠGÚDŠ, 2011. 231 s.
- BAJTOŠ, P. et al., 2013. Long-term impact of acid mine drainage on surface water chemistry at the Smolník Pyrite Mine. Proceedings of the First International Conference on Mine Water Solutions in Extreme Environments. April 15-17, 2013 Lima, Peru. 285-298.
- BAJTOŠ, P., 2000. Režim banských vôd rudných ložísk Spišsko-gemerského rudohoria. *Podzemná voda*. 6(2), 74-80.
- BAJTOŠ, P., 2005. Mine Water Issues in Slovakia. *Mine Water and the Environment*. 23(4), 162-182. ISSN 1616-1068.
- BAJTOŠ, P., 2012. Bilancia hmotnostného prietoku kontaminantov v horských oblastiach zaťažených banskou činnosťou na príklade Sb ložiska Dúbrava a Cu ložiska Slovinky. *Podzemná voda*. 18(2), 110-122. ISSN 1335-1052.
- BAJTOŠ, P., 2016. Mine waters in the Slovak part of the Western Carpathians – distribution, classification and related environmental issues. *Slovak Geol. Mag.* 16(1), 139-158. ISSN 1335-096X.
- CICMANOVÁ, S. et al., 1999. The Slovak Mine Waters – Possibility of Utilization. *Slovak Geol. Mag.* 5(1-2), 85-91. ISSN 1335-096X.
- FLAKOVÁ, R. et al., 2003. Vplyv banských vôd z ložiskovej oblasti Pezinok na kvalitu povrchových vôd. *Podzemná voda*. 9(2), 28-33. ISSN 1335-1052.
- GOULD, W. D. a KAPOOR, A., 2003. The Microbiology of Acid Mine Drainage. Environmental Aspects of Mine Wastes, Short Course Series. 31, 203-226.
- GRECULA, P. et al., 1995. Ložiská nerastných surovín Slovenského rudohoria, zv. 1. Bratislava : Geokomplex, 1995. 834 s.
- HOMOLA, V. a KLÍR, S., 1975. Hydrogeologie ČSSR. III, Hydrogeologie ložísek nerostných surovín. Praha: Academia, 1975. 426 s.
- HUDÁČEK, M. a KUBIČKOVÁ, J., 2005. Kvantita a kvalita banských vôd stredoslovenských neovulkanitov podľa aktuálnej legislatívy. *Podzemná voda*. 9(1), 113-123. ISSN 1335-1052.
- HUDÁČEK, M., 2002. Vybrané aspekty vplyvu kyslíkových banských vôd na životné prostredie. *Podzemná voda*. 8(2), 180-189. ISSN 1335-1052.
- CHOVAN, M. et al., 1992. Ore mineralization of the Malé Karpaty Mts. (Western Carpathians, Slovakia). *Geologica Carpathica*. 43(5), 275-286. ISSN 1336-8052.
- JASOVÁ, I. et al., 2009. Kontaminácia povrchových a podzemných vôd v oblasti opusteného ložiska Pernek. *Acta Geologica Slovaca*. 1(1), 39-46. ISSN 1338-5674.
- KEFENI, K. K. et al., 2017. Acid mine drainage: Prevention, treatment options, and resource recovery: A review. *Journal of Cleaner Production*. 151, 475-493. ISSN 0959-6526.
- KRČMÁR, D. et al., 2007. Hydraulický model a transport znečistenia v okolí ložiska Pezinok. *Podzemná voda*. 13(1), 29-43. ISSN 1335-1052.
- LINTNEROVÁ, O. et al., 2008. Abandoned Smolník mine (Slovakia) – a catchment area affected by mining activities. *Estonian Journal of Earth Sciences*. 57(2), 104-110. ISSN 1736-7557.
- MILLS, A. L., 1999. The Role of Bacteria in Environmental Geochemistry. The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, Part A: Processes, Techniques and Health Issues, Reviews in Economic Geology. 6A, 125-132.
- Nariadenie vlády SR č. 269/2010 Z. z. Nariadenie vlády Slovenskej republiky, ktorým sa ustanovujú požiadavky na dosiahnutie dobrého stavu vôd
- PERHÁČOVÁ, Z. et al., 2011. Vplyv banských hald a odkalísk na kvalitu povrchových vôd v lokalite Slovinky. *Acta Facultatis Ecologiae*. 24-25, 99-106. ISSN 1336-300X.
- Smernica Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky č. 1/2015 – 7 na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia
- Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, 2008. Management Technologies for Metal Mining Influenced Water: Basics of Metal Mining Influenced Water. Littleton, Colorado, USA : Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc., 2008. 55 s.
- ŠOTNÍK, P. et al., 2002. The links between the physico-chemical character of different mining waste in Slovakia and their environmental impacts [online]. [cit. 2020-01-10]. Dostupné na internete: https://www.academia.edu/15473928/THE_LINKS_BETWEEN_THE_PHYSICOCHEMICAL_CHARACTER_OF_DIFFERENT_MINING_WASTE_IN_SLOVAKIA_AND_THEIR_ENVIRONMENTAL_IMPACTS

- Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2014. Vplyv ťažby nerastov na životné prostredie – Správa za rok 2013 [online]. [cit. 2019-11-29]. Dostupné na internete: http://dionysos.gssr.sk/cmsgf/files/Hodn_monitor_2013/04_Vplyv_tazby_2013.pdf
- Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2015. Vplyv ťažby nerastov na životné prostredie – Správa za rok 2014 [online]. [cit. 2019-11-29]. Dostupné na internete: http://dionysos.gssr.sk/cmsgf/files/Hodn_monitor_2014/04_Vplyv_tazby_2014.pdf
- Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016. Vplyv ťažby nerastov na životné prostredie – Správa za rok 2015 [online]. [cit. 2019-11-29]. Dostupné na internete: http://dionysos.gssr.sk/cmsgf/files/Hodn_monitor_2015/04_Vplyv_tazby_2015.pdf
- TOMETZ, L. a KYSELOVÁ, K., 2009. Množstvo a kvalita podzemných vôd bane Mária a ich vzťah k revitalizácii ťažby nerastných surovín. *Podzemná voda*. 15(2), 162-173. ISSN 1335-1052.
- United States Geological Survey, 2019. Mine Drainage [online]. [cit. 2019-01-16]. Dostupné na internete: https://www.usgs.gov/mission-areas/water-resources/science/mine-drainage?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects
- VASS, D. et al., 1988. Regionálne geologické členenie Západných Karpát a severných výbežkov Panónskej panvy na území ČSSR. Bratislava : ŠGÚDŠ, 1988.
- ŽENIŠOVÁ, Z. et al., 2010. Kontaminácia vôd antimónom a arzénom v okolí opusteného ložiska Dúbrava. *Podzemná voda*. 16(1), 1-19. ISSN 1335-1052.

ANAERÓBNA DIGESCIA TUHÉHO KOMUNÁLNEHO ODPADU

JURAJ PONIŠŤ¹ – DAGMAR SAMEŠOVÁ¹

¹Katedra environmentálneho inžinierstva, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, ul. T.G. Masaryka 24, 960 01 Zvolen, samesova@tuzvo.sk, jurajponist111@azet.sk

ABSTRACT

(Ponist, J., Samesová, D.: **Anaerobic digestion of municipal solid waste**)

As the population continues to grow, there is an increasing need for alternative energy sources. Population trends also cause the accumulation of biodegradable municipal waste. The anaerobic digestion biogas is a convenient alternative that combines the demand for increasing energy consumption with the treatment of this type of waste.

The present study describes the mechanism of biodegradation under aerobic (composting) and anaerobic (digestion) conditions, anaerobic digestion technology, analysis of bio-waste, comparisons of methane yield of municipal solid waste with agricultural substrates used for biogas plants.

Based on a summary of the results of biomethane production from various studies, anaerobic digestion of bio-waste appears to be a suitable alternative for energy recovery. According to processed studies, the most suitable biodegradable municipal waste is the kitchen waste with a methane yield of 900 ml/g SŽ. Among the agricultural substrates, doge maize hybrid, which reached 419 ml /g SO₂, appears to be the most suitable for the methane yield.

It is necessary to point out that the key factor for achieving a maximum methane yield is the anaerobic digestion technology itself, which mainly includes the selection of operating temperature (mesophilic and thermophilic process), dry matter concentration in the process (solid and wet technology) anaerobic digestion, design of fermenters.

Closely related to this issue is the processing of the feedstock before anaerobic digestion itself, e.g. thermal pretreatment of food waste due to inactivation of the pathogenic organisms (this requirement is legally enshrined) or thermo-chemical pretreatment of the lignin cellulosic biomass (by application of NaOH, CaOH₂) to increase solubility of the lignin. In the pretreatment of the input substrate, it is necessary to emphasize the control of the entire pretreatment process, an inappropriate combination of thermochemical processes may produce toxic compounds (formation of phenolic compounds from lignin after reaching a temperature of 160 °C) [1].

Key words: organic wastes, municipal waste, biodegradability

ÚVOD

Európska únia (EÚ) v súčasnosti venuje zvýšenú pozornosť vhodným metódam spracovania organického odpadu. Jej úsilie je premietnuté najmä v európskom nariadení o skládkach, kde sú zakotvené nasledovné ciele:

- do roku 2010 znížiť podiel skládkovaného biologicky rozložiteľného komunálneho odpadu na 75 %-tnú úroveň skládkovaného množstva v roku 1995,
- do roku 2013 znížiť podiel skládkovaného biologicky rozložiteľného komunálneho odpadu na 50 %-tnú úroveň skládkovaného množstva v roku 1995,

- do roku 2020 znížiť podiel skládkovaného biologicky rozložiteľného komunálneho odpadu na 35 %-tnú úroveň skládkovaného množstva v roku 1995 [2].

Regulačná stratégia na európskej úrovni (Nariadenie 2008/98/ES) stanovuje udržateľný prístup nakladania s odpadmi ako integrovaný, hierarchicky riadený systém [3]. Pri tejto požiadavke sa ako vhodnou technológiou spracovania organických odpadov javí anaeróbna digestcia, ktorá tvorí významnú alternatívu k fosílnym zdrojom energie [5] najmä z hľadiska nižšieho negatívneho vplyvu na životné prostredie [4,5]. Kompostovanie odpadov sa v súčasnosti považuje za aplikovateľnejší spôsob spracovania organických odpa-

dov v porovnaní s anaeróbnym vyhnívaním napriek tomu, že z hľadiska energetickej rovnováhy má anaeróbne vyhnívanie prednosť pred kompostovaním, skládkovaním, spaľovaním, ako aj kombináciou kompostovania a anaeróbného vyhnívania [6].

Biologická degradácia organických substrátov

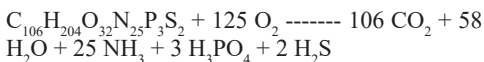
Anaeróbná digestcia a kompostovanie sú použiteľné za predpokladu dobrej biodegradácie odpadov. Pojem biodegradabilita vo všeobecnosti predstavuje odbúravanie substrátu prostredníctvom mikrobiálnej aktivity. Biologický rozklad môže byť realizovaný aeróbnym katabolickým spôsobom (pri prístupe stechiometrického množstva kyslíka) za vzniku CO₂, vody a biomasy alebo anaeróbnym procesom, produkujúcim v prevažnej miere CO₂ a CH₄ [7].

Na biodegradáciu organických substrátov má vplyv skupina fyzikálnych, chemických a fyziologických faktorov v životnom prostredí, medzi ktoré sa zaraďuje predovšetkým prístupnosť zlučenin pre enzymatickú aktivitu mikroorganizmov, prítomnosť elektrónových donorov a akceptorov, koncentrácia kyslíka, teplota, pH, vlhkosť rozkladaného materiálu, salinita. Rôzne faktory majú rôzny vplyv na priebeh biorozkladu v závislosti od charakteristiky rozkladaného materiálu [8]. Biologická degradácia môže prebiehať prirodzene, v jednotlivých zložkách životného prostredia, napríklad v pôde, ako aj v kontrolovaných podmienkach procesu napr. v odpadovom hospodárstve. Riadené kompostovanie spolu s anaeróbnym vyhnívaním predstavuje biologickú degradáciu materiálu za vzniku plyných produktov (CO₂, CH₄ a N₂O), vody a tuhých zvyškov (kompost, digestát) [9, 10, 11].

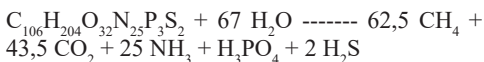
Rozdiel medzi aeróbnou a anaeróbnou biodegradáciou

Rozdiel medzi aeróbnymi a anaeróbnymi procesmi vyplýva zo stechiometrie degradácie biomasy.

Aeróbná degradácia môže byť popísaná nasledovnou reakciou:



Anaeróbná digestcia môže byť popísaná reakciou:



Degradácia biomasy neprebíha v celom objeme, ale iba v určitej časti organickej hmoty. Kompostovaním dochádza k 50 %-nej konverzii organického uhlíka na CO₂ a 50 % substrátu je konzervované do kompostu. V anaeróbnej digestcii dochádza ku konverzii 90 – 95 % organického uhlíka na bioplyn a približne 10 % zostane zakonzervované v digestáte [12].

Digestát je považovaný za hodnotný sprierodný produkt anaeróbnej digestcie, je aplikovateľný na poľnohospodársku pôdu ako náhrada za anorganické hnojivá, predstavuje významný zdroj uhlíka [13].

Nevýhoda aplikácie kompostu na pôdu napriek mnohým výhodám (zvýšenie pôdnej stability a vodnej retencie) spočíva na rozdiel od digestátu vo vytváraní skleníkových plynov [14].

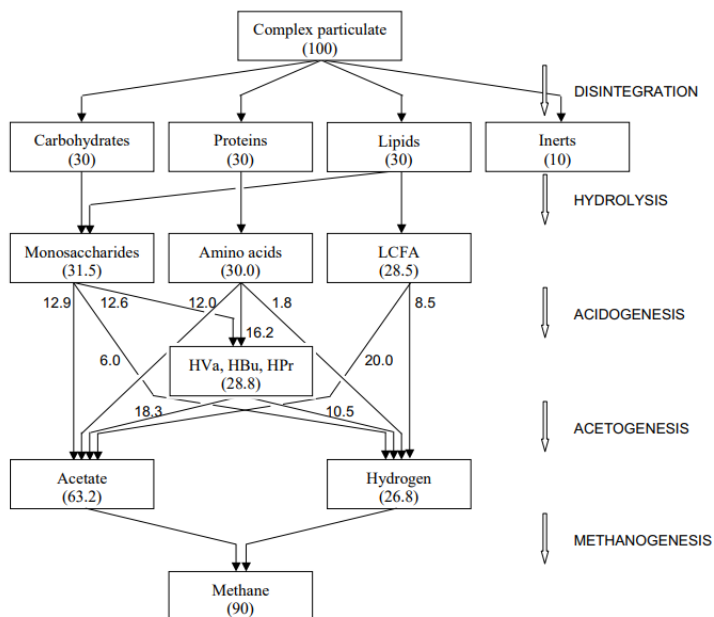
Významný faktor pre výber vhodnej metódy spracovania odpadu predstavuje koncentrácia sušiny materiálu. Zatiaľ čo sušina vstupného substrátu pre aplikácie do procesov anaeróbného vyhnívania sa pohybuje v rozmedzí 5 – 15 % (kuchynský odpad), koncentrácia sušiny pre kompostovanie dosahuje hodnoty 40 – 60 % (záhradný odpad, papierenský odpad) [15].

Mechanizmus anaeróbnej digestcie

Metánová fermentácia zahŕňa komplex procesov, ktoré možno rozdeliť na štyri hlavné fázy: hydrolýza, acidogenéza, acetogenéza/dehydrogenácia a metanogenéza [16]. Tieto vzájomne paralelné procesy prezentuje na obrázku 1 Model anaeróbnej digestcie (ADM).

Mikrobiológia anaeróbnej digestcie predstavuje komplexný proces, pri ktorom si každá fáza procesu vyžaduje osobitné podmienky. Činnosť mikroorganizmov môže byť inhibovaná predovšetkým narušením optimálnych hodnôt pH, koncentrácie vodíka, prchavých mastných kyselín. Vodík ako medziprodukt acidifikácie je považovaný za termodynamicky nevhodný pretože vo fáze metanogenézy môže brániť rozkladu organických kyselín [18].

Počas hydrolýzy sú vysokomolekulové látky ako polysacharidy, proteíny a lipidy hydrolyzované acidogenetickými baktériami na nižšie organické substráty, medzi ktoré zaraďujeme predovšetkým glukózu, aminokyseliny a prchavé kyseliny [19]. Hydrolýza využívajúca rôzne enzymatické funkcie (uhlíkový, dusíkový cyklus) predstavuje hlavnú limitnú fázu [20] celého procesu anaeróbnej digestcie predovšetkým v prípade, ak sa spracováva materiál s vysokým podielom častíc organickej hmoty, ako je to u tuhého komunálneho odpadu [21]. Následne môžu acidofilné baktérie realizovať rozklad na organické kyseliny oxid uhličitý a vodík. Z toho následne octové baktérie vy-



Obr. 1 Model anaeróbnej digestie jednotlivých zložiek materiálu. (Kyseliny valerová (HVa), butánová (HBU) a propionová (HPr) sú pre zjednodušenie vyjadrené spolu. Informácie v zátvorkách indikujú podiel ChSK) [17]
Fig. 1 Model of anaerobic digestion of individual material components. (Valeric acid (HVa), butanoic acid (HBU) and propionic acid (HPr) are expressed together for simplicity. Information in brackets indicates the proportion of COD) [17]

tvoria acetáty, oxid uhličitý a vodík. Až napokon metánové baktérie v alkalickom prostredí tvoria metán, oxid uhličitý a vodu [22].

Zloženie substrátu

Anaeróbna biodegradabilita organickej hmoty významne závisí od zloženia substrátu a produkcia metánu počas vyhniвания má priamy súvis s biochemickou povahou materiálu [23].

Na základe zloženia vstupného substrátu možno anaeróbnú technológiu špecifikovať ako mokrú, spracovávajúcu substrát o koncentrácii sušiny 0,5 – 15 % (živočišny hnoj, prebytočný kal z čistiarní odpadových vôd, potravinárske odpady) [24,25] a suchú, nakladajúcu so surovinou o sušine v oblasti 20 – 40 %, zameranú predovšetkým na zhodnocovanie ako biologicky rozložiteľného komunálneho odpadu ako aj lignín celulózovej biomasy z rastlinných zvyškov

a energetických plodín [26]. Niektoré špeciálne technológie anaeróbnej digestie spracovávajú materiál o koncentrácii vyššej ako 40 %. U mokrej technológie (vyžadujúcej vyššiu spotrebu vody [27]) dochádza v porovnaní so suchou technológiou k vyplavovaniu tukov, vlákien a plastov [28].

Z tabuľky 1 možno vyvodit', že množstvo a kvalita vyprodukovaného bioplynu závisí od pomeru lipidov, uhl'ovodíkov a proteínov vo fermentovanom substráte. Zo substrátov bohatých na proteíny a uhl'ovodíky sa získa oveľa menej bioplynu v porovnaní so substrátmi bohatými na lipidy. Zvýšený obsah lipidov v surovine spôsobuje vyšší obsah metánu. V surovinách bohatých na uhl'ovodíky, napr. hovädzí hnoj, zvyšky pokosov záhrad a parkov a kukuricu bola zaznamenaná nižšia kvalita bioplynu [15, 30]. Potravinárske odpady obsahujú významný podiel lipidov [29], z tohto dôvodu ich možno považovať za vhodnú surovinu pre výrobu bioplynu.

Tab. 1 Bioplyn a výťažok metánu z rôznych druhov nutrientov [15]

Tab. 1 Biogas and methane extract from different types of nutrients [15]

Nutrienty	Chemický vzorec	Výťažok bioplynu v m ³ plynu/kg sušiny [m ³ /kg]	Obsah metánu [%]
Uhl'ovodíky	(C ₆ H ₁₀ O ₅) _n	0,700	71
Proteíny	C ₅ H ₇ NO ₂	1,250	68
Tuky	C ₅₇ H ₁₀₄ O ₆	0,790	50

Na druhej strane lipidy môžu spôsobovať prevádzkové problémy v dôsledku upchávania čerpadiel, čo taktiež zapríčiňuje zhoršenie transportu rozpustného substrátu po adsorpcii na povrchu biomasy. Flotácia biomasy adhéziou tukov taktiež spôsobuje zníženie aktivity biomasy vyplavovaním [31].

Biologicky rozložiteľný komunálny odpad (brko) ako substrát anaeróbnej digestie

Tuhý komunálny odpad obsahuje drevo, zvyšky pokosov z parkov a záhrad, vlnu, kožu [32, 33], trávu listy a potravinársky odpad, ktorý predstavuje hlavnú zložku biologicky rozložiteľného komunálneho odpadu [34].

S výnimkou recyklácie sú známe štyri hlavné spôsoby nakladania s tuhým komunálnym odpadom: skládkovanie, spaľovanie, kompostovanie a anaeróbna digestia [35].

Davidsson odhaduje každoročnú produkciu BRKO v Európe na 200 Mt, ktorej potenciál zodpovedá hodnote 18 Mt vo forme metánu [36].

Výhody energetického zhodnocovania tuhého komunálneho odpadu sú nesporné jednak z energetického hľadiska ako aj pozitívneho environmentálneho vplyvu, spočívajúceho predovšetkým v náhrade fosílnych palív [37, 38, 39].

Napriek mnohým prevedeniam nepoľnohospodárskych bioplynových staníc (spracovávajúcich tuhé komunálne odpady), nebol dosiaľ dosiahnutý celkový potenciál predovšetkým z dôvodu nedostatočného zabezpečenia kvality vstupného materiálu ako aj následnej siete pre využitie digestátu [40].

Kuchynský odpad ako zložka biologicky rozložiteľného komunálneho odpadu

Kuchynský odpad môže byť využívaný pre produkciu bioplynu na základe vysokých kalorických a nutričných hodnôt [41]. Podľa FAO (Organizácia spojených národov pre výživu a poľnohospodárstvo), takmer 1,3 miliónov ton potravín ako čerstvá zelenina, ovocie, mäso, pečivo predstavujú straty v rámci potravinárskeho dodávateľského reťazca [42]. Anaeróbna digestia kuchynského odpadu, ktorý pochádza z hotelov, domov, reštaurácií, jedální [43] má mnoho výhod, medzi ktoré zahŕňame predovšetkým zníženie objemu spracovávaného materiálu, produkciu bioplynu, ako aj vznik tuhých organických zvyškov, použiteľných ako pôdny kondicionér, prípadne hnojivo [44, 45].

Na jednej strane vysoká biodegradabilita a obsah vody robí z kuchynského odpadu vhodný substrát pre anaeróbnu digestiu, predovšetkým vďaka produkcii čistej energie (bioplyn) ako aj redukcii organickej hmoty. Avšak vysoký obsah makromolekulových organických zložiek v jedálnom odpade, ako sú tuky, oleje a surové pro-

teíny, ktoré môžu dosahovať hodnoty 30 – 70 % celkovej organickej zložky, môže viesť k predĺženiu naštartovania anaeróbnej digestie [46]. Anaeróbna digestia odpadov s nízkym obsahom celulózy, ako sú zvyšky ovocia a zeleniny, je limitovaná viac metanogenezou ako hydrolyzou [47].

Lignín celulózočná biomasa ako zložka biologicky rozložiteľného komunálneho odpadu

Lignín-celulózočná biomasa, ako sú energetické plodiny, rastlinné zvyšky tuhého komunálneho odpadu predstavujú atraktívny obnoviteľný zdroj predovšetkým kvôli jeho širokej dostupnosti a konverzii k rôznym druhom palív a energie [48].

Faktory ovplyvňujúce biodegradabilitu lignín celulózočných materiálov zahŕňajú obsah lignínu, celulózy, hemicelulózy, kryštalickosť celulózy, veľkosť častíc, celkový povrch dostupný pre enzymatické reakcie, ako aj štruktúru charakteristiku lignínu [49]. Chemické zloženie rastlinných materiálov významne ovplyvňuje čas zberu, stupeň rastu, typ rastliny, pomer list / kmeň, podmienky pestovania a hnojenie. K dosiahnutiu vysokého špecifického výťažku metánu rastlinné substráty potrebujú nízky obsah lignínu a zároveň vysoký obsah ľahko degradovateľných zložiek ako neštruktúrnych uhlíkovodíkov, rozpustných uhlíkovodíkov a rozpustných bunkových zložiek [50].

Papierenský odpad

Papierenský odpad a kartóny predstavujú druhú najviac zastúpenú zložku tuhého komunálneho odpadu (približne 30 % hmotnostných) používanú pre produkciu bioplynu [51].

Papier a kartóny sú tvorené heterogénnou zmesou rastlinných materiálov ako celulózy, hemicelulózy, lignínu a plniacich materiálov, ako je napríklad uhličitan vápenatý, ale aj chemických prísad (škrob), ktoré sa pridávajú pre úpravu kvality materiálu a jeho vlastností: jas, opacita, lesklosť. V papierenskom odpade je celulóza hlavná biologicky rozložiteľná frakcia, ale lignín ako recalcitánna zlúčenina na anaeróbne štiepenie, znižuje biologickú dostupnosť celulózy [52].

Kryštalinita celulózy, prístupná plocha povrchu, stupeň polymerizácie celulózy, prítomnosť lignínu a hemicelulózy a stupeň acetylácie hemicelulózy majú vplyv na biologickú odbúrateľnosť lignocelulózovej biomasy [53].

Porovnanie výťažku metánu z biologicky rozložiteľných komunálnych odpadov s poľnohospodárskymi substrátmi

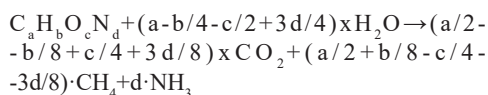
Bioplyn môže byť vo všeobecnosti produkován z takmer všetkých typov biologicky rozložiteľných substrátov. Európske poľnohospo-

dárstvo spracováva metanizáciou viac ako 65 % maštalného odpadu. Ďalším poľnohospodárskym substrátom vhodným pre anaeróbne spracovanie sú energetické plodiny, z ktorých najbežnejšie sú obilniny, trávne porasty a kukurica. Kukuričná siláž patrí medzi najslávnejší energetický rastlinný substrát vhodný na výrobu bioplynu [54]

K určeniu produkcie metánu spracovávaných substrátoch počas anaeróbnej digestie je použitá procedúra známa pod menom Biochemický metánový potenciál (BMP) [55]. Test Biochemického metánového potenciálu je široko akceptovaný protokol používaný pre odhad metánovej produkcie z organických substrátov [56]. Uvedený test sa taktiež stal inžinierskym nástrojom pre tuhé odpady v oblasti predikcie metánovej produkcie z tuhých komunálnych odpadov [57].

Vyjadrenie empirického vzorca pre produkciu metánu prostredníctvom procesu anaeróbného

rozkladu má nasledovnú formu:



Teoretický výťažok metánu v litroch (Y_{CH_4}) na jednotku SŽ sa potom môže ďalej odvodiť:

$$Y_{CH_4} = ((4a + b - 2c - 3d) \times 22,4) / ((12a + b + 16c + 14d) \times 8) \text{ [58].}$$

Porovnanie metánového potenciálu frakcií biologicky rozložiteľného komunálneho odpadu s poľnohospodárskymi substrátmi sumarizáciou údajov z rôznych štúdií zameraných na produktivitu metánu anaeróbnou digestiou uvádzame v tabuľke 2 a 3.

Tab. 2 Metánový potenciál jednotlivých frakcií biologicky rozložiteľného komunálneho odpadu
Tab. 2 Methane potential of individual fractions of biodegradable municipal waste

Tuhý komunálny odpad					
Popis frakcie BRKO	Popis vzorky	Zloženie vzorky			Literatúra
		TS [%]	SŽ [%]	Výťažok metánu (mL CH ₄ /g _{su} pridanej)	
Potravinársky odpad	Jedálenský odpad	26,3	22,7	683a	[59]
Potravinársky odpad	Jedálenský odpad	21,3	92,04	440a	[60]
Potravinársky odpad	Jedálenský odpad	18,05	16,7	479a	[61]
Potravinársky odpad	Jedálenský odpad	19,1	93,2	500a	[62]
Potravinársky odpad	Zvyšky ovocia a zeleniny	9,6	85	430a	[63]
Potravinársky odpad	Zvyšky ovocia	7,53	87,45	375a	[64]
Potravinársky odpad	Odpad zo zeleniny	5,13	90,82	380a	[64]
Potravinársky odpad	Zvyšky paradajok	12,5	10,2	37,3a	[65]
Potravinársky odpad	Jedálenský odpad	24,9	18,8	253,3a	[66]
Potravinársky odpad	Jedálenský odpad	18,66	93,64	601,26a	[67]
Potravinársky odpad	Jedálenský odpad	18,66	93,64	619,74a	[67]
Potravinársky odpad	Jedálenský odpad	18,66	93,64	760,45a	[67]
Potravinársky odpad	Jedálenský odpad	18,66	93,64	900a	[67]
Potravinársky odpad	Jedálenský odpad	18,66	93,64	592,95a	[67]
Potravinársky odpad	Jedálenský odpad	18,66	93,64	554,49a	[67]
Potravinársky odpad	Jedálenský odpad	19,1	97	522,23a	[68]
Potravinársky odpad	Jedálenský odpad	17,2	97,2	439,84a	[68]
Potravinársky odpad	Jedálenský odpad	20,5	96,5	528,61a	[68]
Potravinársky odpad	Jedálenský odpad	19,7	96,7	535,56a	[67]
Potravinársky odpad	Jedálenský odpad	19,6	96,5	531,34a	[68]
Potravinársky odpad	Jedálenský odpad	20	96,3	541,62a	[68]
Potravinársky odpad	Jedálenský odpad	20,8	95,9	544,22a	[68]

Pokračovanie Tab. 2

Tuhý komunálny odpad					
Popis frakcie BRKO	Popis vzorky	Zloženie vzorky			Literatúra
		TS [%]	SŽ [%]	Výťažok metánu (mL CH ₄ /g _{su} pridanej)	
Potravinársky odpad	Jedálenský odpad	19,2	96,1	510,68a	[67]
Potravinársky odpad	Jedálenský odpad	20,9	95,8	523,36a	[68]
Potravinársky odpad	Jedálenský odpad	24,7	95,2	628,13a	[68]
Potravinársky odpad	Jedálenský odpad	18,7	95,3	550,71a	[68]
Potravinársky odpad	Jedálenský odpad	32,84	82,35	199a	[69]
Potravinársky odpad	Syrová srvátka	7,14	83,8	423,6	[70]
Potravinársky odpad	Cestoviny	42,26	96,47	326,1	[70]
Potravinársky odpad	Mäsové cestoviny	38,1	89,21	216,2	[70]
Potravinársky odpad	Použitý rastlinný olej	99,1	99,78	648,5	[70]
Potravinársky odpad	Zmrzlina	11,38	95,87	502,3	[70]
Potravinársky odpad	Čerstvé psie krmivo	13,22	95,01	426,6	[70]
Potravinársky odpad	Nápoj kola	9,36	94,77	373,1	[70]
Potravinársky odpad	Zelenina	7,86	92,31	256,5	[69]
Potravinársky odpad	Surové zemiaky	17,74	92,17	334,5	[70]
Lignín celulózo­vá bio­masa	Zvyšky pokosenej trávy	–	87,28	325b	[71]
Lignín celulózo­vá bio­masa	Zvyšky pokosenej trávy	93,1	64,9	185b	[72]
Lignín celulózo­vá bio­masa	Záhradný odpad	–	67,62	160 b	[71]
Lignín celulózo­vá bio­masa	Tráva	25,7	22,6	342b	[72]
Lignín celulózo­vá bio­masa	Tráva	27,1	24,4	336b	[73]
Lignín celulózo­vá bio­masa	Tráva	28,5	26,4	335 b	[73]
Lignín celulózo­vá bio­masa	Tráva	28,2	25,0	296b	[73]
Lignín celulózo­vá bio­masa	Odpady z parkov a záhrad	94,3	98,9	17,6b	[74]
Lignín celulózo­vá bio­masa	Odpady z parkov a záhrad	86,6	79,3	100b	[75]
Lignín celulózo­vá bio­masa	Listie	91,6	85,4	65b	[76]
Lignín celulózo­vá bio­masa	Listie	95,9	89,2	55,4b	[77]
Lignín celulózo­vá bio­masa	Odpady z parkov a záhrad	94,3	91,7	50b	[78]
Lignín celulózo­vá bio­masa	Odpady z parkov a záhrad	98	94,6	40,8b	[77]
Lignín celulózo­vá bio­masa	Listie	93	86,9	81b	[79]
Lignín celulózo­vá bio­masa	Listie	93	86,9	75,3b	[79]
Lignín celulózo­vá bio­masa	Listie	76,81	92,03	45,23b	[79]
Lignín celulózo­vá bio­masa	Odpady z parkov a záhrad	94,3	91,7	59,7b	[79]
Lignín celulózo­vá bio­masa	Odpady z parkov a záhrad	94,3	91,7	49,3b	[79]

Pokračovanie Tab. 2

Tuhý komunálny odpad					
Popis frakcie BRKO	Popis vzorky	Zloženie vzorky			Literatúra
		TS [%]	SŽ [%]	Výt'azok metánu (mL CH ₄ /g _{su} pridanej)	
Lignín celulózoová biomas	Odpady z parkov a záhrad	66,81	82,36	350b	[80]
Lignín celulózoová biomas	Odpady z parkov a záhrad	80,58	73,23	96b	[81]
Lignín celulózoová biomas	Odpady z parkov a záhrad	97,34	94,72	66b	[82]
Papierenský odpad	Rozdrtený odpad	94,2	83,9	312a	[28]
Papierenský odpad	Papier z recyklačných nádob	95	99	210b	[52]
Papierenský odpad	Papier z recyklačných nádob	95	99	199b	[52]
Papierenský odpad	Papier z recyklačných nádob	95	99	253b	[52]
Papierenský odpad	Papier z recyklačných nádob	95	99	132b	[52]
Papierenský odpad	Papier z recyklačných nádob	95	99	120b	[52]
Papierenský odpad	Papier z recyklačných nádob	95	99	215b	[52]
Papierenský odpad	Papier z recyklačných nádob	95	99	107b	[52]
Papierenský odpad	Papier z recyklačných nádob	95	99	112b	[52]
Papierenský odpad	Papier z recyklačných nádob	95	99	175b	[52]
Papierenský odpad	Kancelársky papier	94,9	79,8	330b	[57]
Papierenský odpad	Kancelársky papier	94,9	79,8	340b	[57]
Papierenský odpad	Kancelársky papier	94,9	79,8	360b	[57]
Papierenský odpad	Kancelársky papier	94,9	79,8	370b	[57]
Papierenský odpad	Novinový papier	92,4	95,3	46b	[57]
Papierenský odpad	Novinový papier	92,4	95,3	56b	[57]
Papierenský odpad	Novinový papier	92,4	95,3	66b	[57]
Papierenský odpad	Novinový papier	92,4	95,3	76b	[57]
Papierenský odpad	Vláknitá lepenka	95,2	98,5	171b	[57]
Papierenský odpad	Vláknitá lepenka	95,2	98,5	188b	[57]
Papierenský odpad	Vláknitá lepenka	95,2	98,5	272b	[57]
Papierenský odpad	Vláknitá lepenka	95,2	98,5	288b	[57]
Papierenský odpad	Lepenka	92,8	94	235b	[57]
Papierenský odpad	Lepenka	92,8	94	273b	[57]
Papierenský odpad	Lepenka	92,8	94	250b	[57]
Papierenský odpad	Lepenka	92,8	94	240b	[57]
Papierenský odpad	Obalový papier	94,7	73,5	197b	[57]
Papierenský odpad	Obalový papier	94,7	73,5	231b	[57]
Papierenský odpad	Obalový papier	94,7	73,5	200b	[57]
Papierenský odpad	Obalový papier	94,7	73,5	210b	[57]

a – kvapalná anaeróbna digestcia

b – tuhá anaeróbna digestcia

Tab. 3 Metánový potenciál jednotlivých poľnohospodárskych substrátov
Tab. 3 Methane potential of individual agricultural substrates

Substrát					
Poľnohospodársky substrát	Popis frakcie	Zloženie vzorky			Literatúra
		TS [%]	SŽ [%]	Výťažok metánu (mL CH ₄ /g Sžpridanej)	
Živočišny hnoj	Hnoj hovädzieho dobytky	13,75	83,71	133	[69]
Živočišny hnoj	Hnoj hovädzieho dobytky	4,4	79,55	361	[83]
Živočišny hnoj	Hnoj hovädzieho dobytky	6,5	81,54	204	[84]
Živočišny hnoj	Hnoj hovädzieho dobytky	8,1	76,54	198	[85]
Živočišny hnoj	Hnoj hovädzieho dobytky	8,1	76,54	193	[85]
Živočišny hnoj	Hnoj hovädzieho dobytky	8,1	76,54	195	[85]
Živočišny hnoj	Hnoj z chovu oviec	26,73	74,89	105	[69]
Živočišny hnoj	Hnoj ošípaných	12,6	73,81	279,8	[86]
Živočišny hnoj	Hnoj ošípaných	27,16	74	362,4	[87]
Živočišny hnoj	Hnoj ošípaných	78,1	71,83	260	[88]
Živočišny hnoj	Odpadová voda z chovu ošípaných	5,64	65,43	242,3	[89]
Živočišny hnoj	Hnoj ošípaných	5,5	63,64	330	[90]
Živočišny hnoj	Hnoj ošípaných	12,5	64	201	[91]
Živočišny hnoj	Slepačí trus	71,25	35	105	[69]
Živočišny hnoj	Slepačí trus	26,8	62,3	126,9	[92]
Živočišny hnoj	Slepačí trus	24,95	73,79	212,04	[93]
Živočišny hnoj	Hnoj hovädzieho dobytky	12,4	82,26	242,7	[79]
Živočišny hnoj	Hnoj hovädzieho dobytky	14,4	78,6	177,4	[81]
Živočišny hnoj	Hnoj hovädzieho dobytky	8,1	75,31	150	[87]
Živočišny hnoj	Hnoj hovädzieho dobytky	8,1	75,31	140	[87]
Živočišny hnoj	Separovaná kvapalná zložka hnoja	5,75	70,44	261,3	[70]
Živočišny hnoj	Močovka	14,8	82,4	179,6	[94]
Lignín celulózo- vá biomasa	Cukrová repa	10,3	80,58	181	[84]
Lignín celulózo- vá biomasa	Trávna senáž	25,9	92,66	206	[84]
Lignín celulózo- vá biomasa	Trávna senáž	19,9	91	405	[54]
Lignín celulózo- vá biomasa	Trávna senáž	19,9	91	336	[54]
Lignín celulózo- vá biomasa	Trávna senáž	19,9	91	358	[54]
Lignín celulózo- vá biomasa	Kukurica	67,2	95,83	300	[90]
Lignín celulózo- vá biomasa	Repka olejná	39,7	91,44	340	[90]
Lignín celulózo- vá biomasa	Slničnica	88,8	86,88	260	[91]

Pokračovanie Tab. 3

Substrát						
Poľnohospodársky substrát	Popis frakcie	Zloženie vzorky			Literatúra	
		TS [%]	SŽ [%]	Výt'azok metánu (mL CH ₄ /g Sžpridanej)		
Lignín celulózo v á biomasa	Ovos	63,5	90,71	138	[83]	
Lignín celulózo v á biomasa	Hybrid kukurice	39	–	287	[95]	
Lignín celulózo v á biomasa	Hybrid kukurice	25	–	419	[95]	
Lignín celulózo v á biomasa	Hybrid kukurice	38,7	–	379	[95]	
Lignín celulózo v á biomasa	Hybrid kukurice	29,7	–	118	[95]	
Lignín celulózo v á biomasa	Frakcia kukurice – stonky	25,5	–	233,8	[96]	
Lignín celulózo v á biomasa	Frakcia kukurice – lístie	63,3	–	244,5	[96]	
Lignín celulózo v á biomasa	Frakcia kukurice – šupky	58,2	–	307	[96]	
Lignín celulózo v á biomasa	Kukurica	43,5	–	206,6	[96]	
Lignín celulózo v á biomasa	Frakcia kukurice	87,4	–	393	[96]	
Lignín celulózo v á biomasa	Odroda kukurice	19,4	94,85	334	[96]	
Lignín celulózo v á biomasa	Odroda kukurice	29,8	94,97	283	[96]	
Lignín celulózo v á biomasa	Odroda kukurice	43,1	96,98	280	[96]	
Lignín celulózo v á biomasa	Odroda kukurice	18	95,56	366	[96]	
Lignín celulózo v á biomasa	Odroda kukurice	28,2	95,39	302	[96]	
Lignín celulózo v á biomasa	Odroda kukurice	43	96,28	268	[96]	
Lignín celulózo v á biomasa	Odroda kukurice	30,2	94,7	322	[96]	
Lignín celulózo v á biomasa	Odroda kukurice	18,1	96,13	313	[96]	
Lignín celulózo v á biomasa	Odroda kukurice	29	94,83	326	[96]	
Lignín celulózo v á biomasa	Odroda kukurice	48	97,29	287	[96]	

ZÁVER

V prispevku sme sa zamerali na zhodnotenie možnosti spracovania biologicky rozložiteľného odpadu s dôrazom na anaeróbnú digestiu. Poukázali sme na rôzny potenciál jednotlivých zložiek komunálneho a poľnohospodárskeho odpadu na produkciu metánu. Je dôležité zdôrazniť, že hodnoty BMP spracovávaných substrátov závisí od typu samotnej technológie, predúpravy vstupných substrátov a podmienok fermentácie.

LITERATÚRA

- [1] CARLSSON, M., LAGERKVIST, A., MORGAN-SAGASTUME, F. 2012. *The effects of substrate pre-treatment on anaerobic digestion systems: A review. Waste Management*, [online]. 2012, 32(9), 1634-1650 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.wasman.2012.04.016. ISSN 0956053X. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X12001808>
- [2] WARD, A.J., HOBBS, P.J., HOLLIMAN, P.J. & JONES, D.L. 2008. *Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. Bioresource Technology*, [online]. 2008, 99(17), 7928-7940 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.biortech.2008.02.044.

- ISSN 09608524. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852408001880>
- [3] BURNLEY, S., RHIANNON P., TERRY C., A TERENCE R. 2011. *Energy implications of the thermal recovery of biodegradable municipal waste materials in the United Kingdom*. Waste Management. [online]. 2011, 31(9-10), 1949-1959 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.wasman.2011.04.015. ISSN 0956053X. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X11002133>
- [4] INGLESBY, A.E., M.J. GRIFFITHS, S.T.L. HARRISON A R.P. HILLE. 2005. *Anaerobic digestion of Spirulina sp. and Scenedesmus sp.: a comparison and investigation of the impact of mechanical pre-treatment*. Journal of Applied Phycology. 2015, 27(5), 1891–1900.
- [5] ORZI, V., E. CADENA, G. D'IMPORZANO, A. ARTOLA, E. DAVOLI, M. CRIVELLI A F. ADANI. 2010. *Potential odour emission measurement in organic fraction of municipal solid waste during anaerobic digestion: Relationship with process and biological stability parameters*. Bioresource Technology. . 2010, 101(19), 7330-7337.
- [6] WALKER, L., CHARLES, W. & CORD-RUWISCH, R., 2009. *Comparison of static, in-vessel composting of MSW with thermophilic anaerobic digestion and combinations of the two processes*, Bioresource Technology [online]. 2009, 100(16), 3799-3807 [cit. 2018-08-23]. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.02.015. ISSN 09608524. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852409001527>
- [7] HAYES, D.G., 2017. Commentary: *The Relationship Between “Biobased,” “Biodegradability” and “Environmentally-Friendliness (or the Absence Thereof)*, The Journal of the American Oil Chemists’ Society [online]. 2017, 94(11), 1329-1331 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1007/s11746-017-3040-9. ISSN 0003-021X. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1007/s11746-017-3040-9>
- [8] ANGELIDAKI, I. & SANDERS, W.T.M., 2004. *Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants*, Reviews in Environmental Science & Bio-technology, vol. 3, no. 2, pp. 117-129.
- [9] HERMANN, B.G., DEBEER, L., DE WILDE, B., BLOK, K. & PATEL, M.K. 2011, *To compost or not to compost: Carbon and energy footprints of biodegradable materials’ waste treatment*, Polymer Degradation and Stability, [online]. 2011, 96(6), 1159-1171 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.polydegradstab.2010.12.026. ISSN 01413910. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0141391011000206>
- [10] ZHENG, W., FAN L., KHAMPHE P. A PINJING H. 2014, *Relationship between anaerobic digestion of biodegradable solid waste and spectral characteristics of the derived liquid digestate*. Bioresource Technology. [online]. 2014, 161, 69-77 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.03.016. ISSN 09608524. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852414003216>
- [11] SZABÓ, P., H. HYBSKÁ, B. BOLODÁR-VARGA, P. PÓTI, P. KÖLES a T. RÉTFALVI, 2018. *Evaluation of trace element supplementation for methane production and ecotoxicological aspects of sugar beet pressed pulp*. Applied ecology and environmental research. 16(3), 2183-2195. ISSN 1589-1623.
- [12] LADOMERSKÝ, J., 2012. *Odpadové inžinierstvo: environmentálne vhodné energetické zhodnocovanie odpadov*, Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene.
- [13] EVANGELISTI, S., LETTIERI, P., BORELLO, D. & CLIFT, R. 2014, *Life cycle assessment of energy from waste via anaerobic digestion: A UK case study*, Waste management. . 2014, 34(1), 226-237 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.wasman.2013.09.013. ISSN 0956053X. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X13004443>
- [14] DARBY, I., XU, C., WALLACE, H.M., JOSEPH, S., PACE, B. & BAI, S.H. 2016, *Short-term dynamics of carbon and nitrogen using compost, compost-biochar mixture and organo-mineral biochar*, Environmental Science and Pollution Research, vol. 23, no. 11, pp. 11267-11278.
- [15] SCHULZ, H. A BARBARA E., 2004. *Bioplyn v praxi: teorie – projektování – stavba zařízení – příklady*. Ostrava: HEL. ISBN 80-86167-21-6.
- [16] GUPTA, P., GUPTA, A., SINGH, R.S., SACHAN, A. & VIDYARTHI, A.S. 2012, *Study on biogas production by anaerobic digestion of garden-waste*, Fuel [online]. 2012, 95, 495-498 [cit. 2018-08-24]. DOI: 10.1016/j.fuel.2011.11.006. ISSN 00162361. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016236111006971>
- [17] ROZZI, A. & REMIGI, E. 2004, *Methods of assessing microbial activity and inhibition under anaerobic conditions: a literature review*, Re/Views in Environmental Science & Bio/Technology. [online]. 2004, 3(2), 93-115 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1007/s11157-004-5762-z. ISSN 1569-1705. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/s11157-004-5762-z>
- [18] FENG, Y., ZHANG, Y., QUAN, X. & CHEN, S., 2014, *Enhanced anaerobic digestion of waste activated sludge digestion by the addition of zero valent iron*, WATER RESEARCH [online]. 2014, 52, 242-250 [cit. 2018-08-24]. DOI: 10.1016/j.watres.2013.10.072. ISSN 00431354. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135413008981>
- [19] KOLESÁROVÁ, N. A M. LAZOR., 2010. *Produkcia bioplynu z biomasy*. In: HUTŇAN, Miroslav a Igor BODÍK. *Produkcia bioplynu, pyrolyza a splyňovanie – efektívny spôsob zhodnotenia bio-*

- masy ako obnoviteľného zdroja energie. Bratislava: Ústav chemického a environmentálneho inžinierstva FCHPT STU, s. 4-36. ISBN 978-80-89088-88-1.
- [20] FORSTER-CARNEIRO, T., M. PÉREZ, L.I. ROMERO, CRISTINA S., IRINI A. A CHARLOTTE S. 2008, *Influence of total solid and inoculum contents on performance of anaerobic reactors treating food waste: Current and future practices in China*. Bioresource Technology [online]. 2008, 99(15), 6994-7002 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.biortech.2008.01.018. ISSN 09608524. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S096085240800031X>
- [21] ANDRES, D. A MAIRET F., 2012. *Determining the limiting reaction in anaerobic digestion processes. How has this been tackled?* Journal of Chemical Technology & Biotechnology. . 2012, 87(10), 1375–1378.
- [22] SCHULZ H., EDER B., 2004. Bioplyn v praxi: Základy, plánovanie, stavba zariadení, príklady. Ostrava: VŠB, 168 s. 80-86167-21-6
- [23] PRABHUDESAI, V., SALGAONKAR, B., BRANGANCA, J. & MUTNURI, S. 2014, *Pretreatment of cottage cheese to enhance biogas production*, Bio-Med research international [online]. 2014, 2014, 1-6 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1155/2014/374562. ISSN 2314-6133. Dostupné z: <http://www.hindawi.com/journals/bmri/2014/374562/>
- [24] ASAM, Z., POULSEN, T.G., NIZAMI, A., RAFIQUE, R., KIELY, G. & MURPHY, J.D. 2011, *How can we improve biomethane production per unit of feedstock in biogas plants?*, Applied Energy [online]. 2011, 88(6), 2013-2018 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.apenergy.2010.12.036. ISSN 03062619. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S03062619110005568>
- [25] LIN, L., LIANGCHENG Y., FUQING X., FREDERICK C. A YEBO L. 2014. *Comparison of solid-state anaerobic digestion and composting of yard trimmings with effluent from liquid anaerobic digestion*. Bioresource Technology [online]. 2014, 169, 439-446 [cit. 2017-11-29]. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.07.007. ISSN 09608524. On line: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852414009729>
- [26] MOTTE, J., TRABLY, E., ESCUDIE, R., HAMELIN, J., STEYER, J., BERNET, N., DELGENES, J. & DUMAS, C. 2013, *Total solids content: a key parameter of metabolic pathways in dry anaerobic digestion*, BIOTECHNOLOGY FOR BIOFUELS, vol. 6, no. 1, pp. 164-164.
- [27] KOTHARI, R., A.K. PANDEY, S. KUMAR, V.V. TYAGI A S.K. TYAGI. 2014. *Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview*. Renewable and Sustainable Energy Reviews [online]. 2014, 39, 174-195 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.rser.2014.07.011. ISSN 13640321. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364032114004638>
- [28] BROWN, D., JIAN S. A YEBO L., 2012. *Comparison of solid-state to liquid anaerobic digestion of lignocellulosic feedstocks for biogas production*. Bioresource Technology [online]. 2012, 124, 379-386 [cit. 2017-11-28]. DOI: 10.1016/j.biortech.2012.08.051. ISSN 09608524. Online: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852412012308>
- [29] ZHAO, J., ZHENG, Y. & LI, Y. 2014, *Fungal pretreatment of yard trimmings for enhancement of methane yield from solid-state anaerobic digestion*, BIORESOURCE TECHNOLOGY [online]. 2014, 156, 176-181 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.01.011. ISSN 09608524. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852414000261>
- [30] LIU, X., R. BAYARD, H. BENBELKACEM, P. BUFFIÈRE A R. GOURDON. 2015. *Evaluation of the correlations between biodegradability of lignocellulosic feedstocks in anaerobic digestion process and their biochemical characteristics*. Biomass and Bioenergy. 81, 534-543. DOI: 10.1016/j.biombioe.2015.06.021. ISSN 09619534. Online: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0961953415300349>
- [31] CIRNE, D.G., PALOUMET, X., BJÖRNSSON, L., ALVES, M.M., MATTIASSON, B. 2007, *Environmental and Energy Systems Studies, Lunds universitet, Miljö- och energisystem, Bioteknik, Biotechnology & Lund University 2007*, Anaerobic digestion of lipid-rich waste—Effects of lipid concentration, Renewable Energy, vol. 32, no. 6, pp. 965-975.
- [32] H., PETER, JOZEF V. A IMRICH A., 2008. *Využitie bioplynu*. Zvolen: TU vo Zvolene. ISBN 978-80-228-1857-5.
- [33] CHENG, H. A YUANAN H., 2010. *Municipal solid waste (MSW) as a renewable source of energy: Current and future practices in China*. Bioresource Technology [online]. 2010, 101(11), 3816-3824 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.01.040. ISSN 09608524. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852410000970>
- [34] YONG, Z., DONG, Y., ZHANG, X. & TAN, T. 2015, *Anaerobic co-digestion of food waste and straw for biogas production*, Renewable Energy, vol. 78, pp. 527-530.
- [35] LIN, LONG, LIANGCHENG YANG, FUQING XU, FREDERICK C. MICHEL A YEBO LI. 2014, *Comparison of solid-state anaerobic digestion and composting of yard trimmings with effluent from liquid anaerobic digestion*. Bioresource Technology [online]. 2014, 169, 439-446 [cit. 2017-11-29]. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.07.007. ISSN 09608524. On line: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852414009729>

- [36] BAYARD, R., LIU, X., BENBELKACEM, H., BUFFIERE, P. & GOURDON, R. 2016., 2015. *Can Biomethane Potential (BMP) Be Predicted from Other Variables Such As Biochemical Composition in Lignocellulosic Biomass and Related Organic Residues?*, *BioEnergy Research*, vol. 9, no. 2, pp. 610-623.
- [37] GIUGLIANO, M., M. GROSSO A L. RIGAMONTI. 2008, *Energy recovery from municipal waste: A case study for a middle-sized Italian district*. *Waste Management*. 2008, 28(1), 39-50. DOI: 10.1016/j.wasman.2006.12.018. ISSN 0956053x. Online: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X0700030X>
- [38] WARD, A.J., D.M. LEWIS A F.B. GREEN., 2014. *Anaerobic digestion of algae biomass: A review*. *Algal Research* [online]. 2014, 5, 204-214 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.algal.2014.02.001. ISSN 22119264. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2211926414000216>
- [39] CHYNOWETH, DAVID P, JOHN M. OWENS A ROBERT LEGRAND., 2001. *Renewable methane from anaerobic digestion of biomass*. *Renewable Energy* [online]. 2001, 22(1-3), 1-8 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/S0960-1481(00)00019-7. ISSN 09601481. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960148100000197>
- [40] BLAKE, L.I., F.A. HALIM, C. GRAY, R. MAIR, D.A.C. MANNING, P. SALLIS, H. HUTCHINSON A N.D. GRAY., 2017. *Evaluating an anaerobic digestion (AD) feedstock derived from a novel non-source segregated municipal solid waste (MSW) product*. *Waste Management* [online]. 2017, 59, 149-159 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.wasman.2016.10.031. ISSN 0956053X. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X1630602X>
- [41] IQBAL, S.A., RAHAMAN, S., RAHMAN, M. & YOUSUF, A. 2014, *Anaerobic digestion of kitchen waste to produce biogas* *Procedia Engineering* [online]. 2014, 90, 657-662 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.proeng.2014.11.787. ISSN 18777058. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1877705814029099>
- [42] PARITOSH, K., KUSHWAHA, S. K., YADAV, M., PAREEK, N., CHAWADE, A., & VIVEKANAND, V. 2017. *Food waste to energy: An overview of sustainable approaches for food waste management and nutrient recycling*. *BioMed Research International*[online]. 2017, 2017, 1-19 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1155/2017/2370927. ISSN 2314-6133. Dostupné z: <https://www.hindawi.com/journals/bmri/2017/2370927/>
- [43] QIAO, W., YAN, X., YE, J., SUN, Y., WANG, W. & ZHANG, Z. 2011, *Evaluation of biogas production from different biomass wastes with/without hydrothermal pretreatment*, *Renewable Energy*, vol. 36, no. 12, pp. 3313-3318.
- [44] ZHAI, N., TONG Z., DONGXUE Y., GAIHE Y., XIAOJIAO W., GUANGXIN R. A YONGZHONG F. 2015. *Effect of initial pH on anaerobic co-digestion of kitchen waste and cow manure*. *Waste Management* [online]. 38, 126-131 [cit. 2017-11-30]. DOI: 10.1016/j.wasman.2014.12.027. ISSN 0956053x. On line: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X15000082>
- [45] ALI, A., NIDAA J., HADI A. 2012, *The use of Anaerobic Digestion Process in the Treatment of Dairy Wastewater by Microorganisms Derived from Sewage Wasted Sludge*. *Journal of Engineering and Development*. 2012, 16(4). ISSN 1813- 7822.
- [46] LI, Y., JIN, Y., LI, J., LI, H., YU, Z., NIE, Y. 2017, *Mälardalens högskola, Framtidens energi & Akademin för ekonomi, samhälle och teknik* 2017, *Effects of thermal pretreatment on degradation kinetics of organics during kitchen waste anaerobic digestion*, *ENERGY* [online]. 2017, 118, 377-386 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.energy.2016.12.041. ISSN 03605442. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0360544216318461>
- [47] BOUALLAGUI, H., H. LAHDHEB, E. BEN ROMDAN, B. RACHDI A M. HAMDI. 2009. *Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition: the origin, evolution, and impact of doi moi*. *Journal of Environmental Management* [online]. 2009, 90(5), 1844-1849 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.jenvman.2008.12.002. ISSN 03014797. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479708003605>
- [48] LIEW, L.N., SHI, J. & LI, Y. 2011, *Enhancing the solid-state anaerobic digestion of fallen leaves through simultaneous alkaline treatment*, *Bioresource Technology* [online]. 2011, 102(19), 8828-8834 [cit. 2018-08-16]. DOI: 10.1016/j.biortech.2011.07.005. ISSN 09608524. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S096085241100931X>
- [49] LIEW, L. N., JIAN S. A YEBO L. 2012. *Methane production from solid-state anaerobic digestion of lignocellulosic biomass*. *Biomass and Bioenergy* [online]. 46, 125-132 [cit. 2017-11-28]. DOI: 10.1016/j.biombioe.2012.09.014. ISSN 09619534. On line: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0961953412003546>
- [50] SEPPÄLÄ, M., PAAVOLA, T., LEHTOMÄKI, A. & RINTALA, J. 2009, *Biogas production from boreal herbaceous grasses – Specific methane yield and methane yield per hectare*, *Bioresource Technology*, [online]. 2009, 100(12), 2952-2958 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.01.044. ISSN 09608524. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852409000704>
- [51] FONOLL, X., ASTALS, S., DOSTA, J. & MATA-ALVAREZ, J. 2016, *Impact of paper and cardboard suppression on OFMSW anaerobic digestion*, *Waste management*, [online]. 2016, 56, 100-105 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.wa-

- sman.2016.05.023. ISSN 0956053X. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X16302550>
- [52] RODRIGUEZ, C., A. ALASWAD, Z. EL-HASSAN A A.G. OLABI. 2017. *Mechanical pretreatment of waste paper for biogas production*. Waste Management [online]. 68, 157-164 [cit. 2017-12-01]. DOI: 10.1016/j.wasman.2017.06.040. ISSN 0956053x. On line: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X17304816>
- [53] ZHENG, Y., JIA Z., FUQING X., YEBO L. 2014. *Pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biogas production*. Progress in Energy and Combustion Science [online]. 2014, 42, 35-53 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.peccs.2014.01.001. ISSN 03601285. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0360128514000021>
- [54] HOLM-NIELSEN, J.B., AL S., OLESKOWICZ-POPIEL, P. 2009. *The future of anaerobic digestion and biogas utilization*, Bioresource Technology [online]. 2009, 100(22), 5478-5484 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.biortech.2008.12.046. ISSN 09608524. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852408011012>
- [55] RAPOSO, F., V. FERNÁNDEZ-CEGRÍ, M.A. DE LA RUBIA, ET AL. 2011. *Biochemical methane potential (BMP) of solid organic substrates: evaluation of anaerobic biodegradability using data from an international interlaboratory study*. Journal of Chemical Technology and Biotechnology. 86(8), 1088–1098. DOI: 10.1002/jctb.2622.
- [56] ZHANG, Q., JIANJUN H. AND DUU-JONG L. 2016. *Biogas from anaerobic digestion processes: Research updates*. Renewable Energy [online]. 98, 108-119 [cit. 2017-12-08]. DOI: 10.1016/j.renene.2016.02.029. ISSN 09601481. On line: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960148116301306>
- [57] KRAUSE, MAX J., GILES W., TIMOTHY G., PRATAP P., 2017. *Effects of temperature and particle size on the biochemical methane potential of municipal solid waste components*. Waste Management [online]., DOI: 10.1016/j.wasman.2017.11.015. ISSN 0956053x. On line: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X17308140>
- [58] LI, Y., YU L., DIFANG Z., GUOXUE L., JIAXIN L. A SHUYAN L. 2016. *Solid state anaerobic co-digestion of tomato residues with dairy manure and corn stover for biogas production*. Bioresource Technology [online]. 217, 50-55. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.01.111. ISSN 09608524. On line: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852416300876>
- [59] ALI, A., NIDAA A., HADI G. 2012. *The use of Anaerobic Digestion Process in the Treatment of Dairy Wastewater by Microorganisms Derived from Sewage Wasted Sludge*. Journal of Engineering and Development. 2012, 16(4). ISSN 1813- 7822.
- [60] BOUALLAGUI, H., H. LAHDHEB, E. BEN ROMDAN, B. RACHDI a M. HAMDI. 2008. *Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition: the origin, evolution, and impact of doi moi*. Journal of Environmental Management. 2009, 90(5), 1844-1849. DOI: 10.1016/j.jenvman.2008.12.002. ISSN 03014797. Online: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479708003605>
- [61] LIEW, L.N., SHI, J. & LI, Y. 2011, *Enhancing the solid-state anaerobic digestion of fallen leaves through simultaneous alkaline treatment*, Bioresource Technology, [online]. 2011, 102(19), 8828-8834 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.biortech.2011.07.005. ISSN 09608524. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S096085241100931X>
- [62] LIEW, L., JIAN S., YEBO L. 2012. *Methane production from solid-state anaerobic digestion of lignocellulosic biomass. Biomass and Bioenergy* [online]. 2012, 46, 125-132 [cit. 2017-11-28]. DOI: 10.1016/j.biombioe.2012.09.014. ISSN 09619534. On line: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0961953412003546>
- [63] TAHERZADEH, M. J., & KARIMI, K. 2008. *Pretreatment of lignocellulosic wastes to improve ethanol and biogas production: A review*. International Journal of Molecular Sciences [online]. 2008, 9(9), 1621-1651 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.3390/ijms9091621. ISSN 1422-0067. Dostupné z: <http://www.mdpi.com/1422-0067/9/9/1621>
- [64] ZHAO, J., ZHENG, Y., LI, Y. 2014. *Fungal pretreatment of yard trimmings for enhancement of methane yield from solid-state anaerobic digestion*, BIORESOURCE TECHNOLOGY [online]. 2014, 156, 176-181 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.01.011. ISSN 09608524. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852414000261>
- [65] SEPPÄLÄ, M., PAAVOLA, T., LEHTOMÄKI, A. & RINTALA, J. 2009, *Biogas production from boreal herbaceous grasses – Specific methane yield and methane yield per hectare*, Bioresource Technology [online]. 2009, 100(12), 2952-2958 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.01.044. ISSN 09608524. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852409000704>
- [66] BOLDRIN, A., CHRISTENSEN, T.H. 2010. *Seasonal generation and composition of garden waste in Aarhus (Denmark)*, Waste Management [online]. 2010, 30(4), 551-557 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.wasman.2009.11.031. ISSN 0956053X. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X09005339>
- [67] SHI, Y., YING G., JIE C., HONGBO S., YULI T. 2013. *Garden waste biomass for renewable and sustainable energy production in China: Potential, challenges and development*. Renewable and

- Sustainable Energy Reviews. 2013, 22, 432-437. DOI: 10.1016/j.rser.2013.02.003. ISSN 13640321. Online: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364032113000919>
- [68] FONOLL, X., ASTALS, S., DOSTA, J. & MARTA-ALVAREZ, J. 2016, *Impact of paper and cardboard suppression on OFMSW anaerobic digestion*, WASTE MANAGEMENT [online]. 2016, 56, 100-105 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.wasman.2016.05.023. ISSN 0956053X. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X16302550>
- [69] RODRIGUEZ, C., A. ALASWAD, Z. EL-HASSAN a A.G. OLABI. 2017. *Mechanical pretreatment of waste paper for biogas production*. Waste Management [online]. 2017, 68, 157-164 [cit. 2017-12-01]. DOI: 10.1016/j.wasman.2017.06.040. ISSN 0956053x. On line: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X17304816>
- [70] ZHENG, Y., JIA Z., FUQING X., YEBO L. 2014. *Pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biogas production*. Progress in Energy and Combustion Science [online]. 2014, 42, 35-53 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.peccs.2014.01.001. ISSN 03601285. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0360128514000021>
- [71] TEGHAMMAR, A., YNGVESSON, J., LUNDIN, M., TAHERZADEH, M.J., HORVÁTH, I.S. 2010, *Pretreatment of paper tube residuals for improved biogas production*, Bioresource Technology [online]. 2010, 101(4), 1206-1212 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.09.029. ISSN 09608524. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852409012358>
- [72] HOLM-NIELSEN, J.B., AL SEADI, T. & OLESKOWICZ-POPIEL, P. 2009, *The future of anaerobic digestion and biogas utilization*, BioresourceTechnology, [online]. 2009, 100(22), 5478-5484 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.biortech.2008.12.046. ISSN 09608524. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852408011012>
- [73] RAPOSO, F., V. FERNÁNDEZ-CEGRÍ, M.A. DE LA RUBIA, et al. 2011. *Biochemical methane potential (BMP) of solid organic substrates: evaluation of anaerobic biodegradability using data from an international interlaboratory study*. Journal of Chemical Technology and Biotechnology [online]. 2011, 86(8), 1088-1098 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1002/jctb.2622. ISSN 02682575. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1002/jctb.2622>
- [74] ZHANG, Q., JIANJUN H., DUU-JONG L. 2016. *Biogas from anaerobic digestion processes: Research updates*. Renewable Energy [online]. 2016, 98, 108-119 [cit. 2017-12-08]. DOI: 10.1016/j.renene.2016.02.029. ISSN 09601481. On line: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960148116301306>
- [75] KRAUSE, J., GILES W. C., TIMOTHY G. T., PRATAP P. 2017. *Effects of temperature and particle size on the biochemical methane potential of municipal solid waste components*. Waste Management [online]. 2017, , - [cit. 2017-12-01]. DOI: 10.1016/j.wasman.2017.11.015. ISSN 0956053x. On line: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X17308140>
- [76] LI, Yangyang, Yu LI, Difang ZHANG, Guoxue LI, Jiaxin LU a Shuyan LI. *Solid state anaerobic co-digestion of tomato residues with dairy manure and corn stover for biogas production*. Bioresource Technology [online]. 2016, 217, 50-55 [cit. 2017-11-30]. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.01.111. ISSN 09608524. On line: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852416300876>
- [77] LI, Y., ZHANG, R., LIU, X., CHEN, C., XIAO, X., FENG, L., HE, Y. & LIU, G. 2013, *Evaluating methane production from anaerobic mono- and co-digestion of kitchen waste, corn stover, and chicken manure*, Energy and Fuels, vol. 27, no. 4, pp. 2085-2091.
- [78] GAO, S., HUANG, Z., HUANG, Y., YANG, L., WANG, H., ZHAO, M., XU, Z., RUAN, W. 2015, *Evaluation the anaerobic digestion performance of solid residual kitchen waste by NaHCO₃ buffering*, Energy Conversion and Management, vol. 93, pp. 166-174.
- [79] ZHANG, Duoqiao, Na DUAN, Hailin TIAN, Cong LIN, Yilin ZHANG a Zhidan LIU. 2017, *Comparing two enhancing methods for improving kitchen waste anaerobic digestion: Bentonite addition and autoclaved de-oiling pretreatment*. Process Safety and Environmental Protection [online]. 2017, , - [cit. 2017-11-29]. DOI: 10.1016/j.psep.2017.09.011. ISSN 09575820. On line: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0957582017303142>
- [80] LI, Y., JIN, Y., LI, J., LI, H., YU, Z. 2016, *Effects of pungency degree on mesophilic anaerobic digestion of kitchen waste*, APPLIED ENERGY [online]. 2016, 181, 171-178 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.apenergy.2016.08.057. ISSN 03062619. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0306261916311448>
- [81] SCANO, EFISIO A., CARLA A., AGATA P., LUCA O., VALERIA D., DANIELE C. 2014, *Biogas from anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes: Experimental results on pilot-scale and preliminary performance evaluation of a full-scale power plant*. Energy Conversion and Management [online]. 2014, 77, 22-30 [cit. 2017-11-27]. DOI: 10.1016/j.enconman.2013.09.004. ISSN 01968904. On line: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0196890413005414>
- [82] KORAI, M., RASOOL B., MUHAMMAD A. U. 2017. *The seasonal evolution of fruit, vegetable and yard wastes by mono, co and tri-digestion at Hyderabad, Sindh Pakistan*. Waste Management [online]. 2017, , - [cit. 2017-11-29]. DOI: 10.1016/j.wasman.2017.09.038. ISSN 0956053x.

- On line: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X17307080>
- [83] LI, Y., YU L., DIFANG Z., GUOXUE L., JIAXIN L., SHUYAN L. 2016, *Solid state anaerobic co-digestion of tomato residues with dairy manure and corn stover for biogas production*. *Bioresource Technology* [online]. 2016, 217, 50-55 [cit. 2017-11-30]. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.01.111. ISSN 09608524. On line: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852416300876>
- [84] ZHAO, J., YIWEN L., DONGBO W., FEI C., XIAOMING L., GUANGMING Z., QI Y. 2017, *Potential impact of salinity on methane production from food waste anaerobic digestion*. *Waste Management*[online]. 2017, 67, 308-314 [cit. 2017-11-30]. DOI: 10.1016/j.wasman.2017.05.016. ISSN 0956053x. On line: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X17303380>
- [85] LI, Y., YIYING J. 2015, *Effects of thermal pretreatment on acidification phase during two-phase batch anaerobic digestion of kitchen waste*. *Renewable Energy* [online]. 2015, 77, 550-557 [cit. 2017-11-30]. DOI: 10.1016/j.renene.2014.12.056. ISSN 09601481. On line: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960148114008945>
- [86] LI, Y., YIYING J., AIDUAN B., HAILONG L., JINHUI L. 2017, *Effects of organic composition on mesophilic anaerobic digestion of food waste*. *Bioresource Technology* [online]. 2017, 244, 213-224 [cit. 2017-12-01]. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.07.006. ISSN 09608524. On line: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852417310921>
- [87] ASHEKUZZAMAN, S.M., POULSEN, T.G. 2011, *Optimizing feed composition for improved methane yield during anaerobic digestion of cow manure based waste mixtures*, *Bioresource Technology* [online]. 2011, 102(3), 2213-2218 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.09.118. ISSN 09608524. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852410016627>
- [88] LABATUT, R.A., ANGENENT, L.T., SCOTT, N.R. 2011, *Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates*, *Bioresource Technology* [online]. 2011, 102(3), 2255-2264 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.10.035. ISSN 09608524. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852410016913>
- [89] FITAMO, T., BOLDRIN, A., BOE, K., ANGLIDAKI, I., SCHEUTZ, C. 2016, *Co-digestion of food and garden waste with mixed sludge from wastewater treatment in continuously stirred tank reactors*, *BIORESOURCE TECHNOLOGY*, [online]. 2016, 206, 245-254 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.01.085. ISSN 09608524. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S096085241630061X>
- [90] ZHANG, Z., LI, W., ZHANG, G., XU, G. 2014, *Impact of pretreatment on solid state anaerobic digestion of yard waste for biogas production*, *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, vol. 30, no. 2, pp. 547-554.
- [91] SEPPÄLÄ, M., PAAVOLA, T., LEHTOMÄKI, A., RINTALA, J. 2009, *Biogas production from boreal herbaceous grasses – Specific methane yield and methane yield per hectare*, *Bioresource Technology* [online]. 2009, 100(12), 2952-2958 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.01.044. ISSN 09608524. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852409000704>
- [92] ZHAO, J., ZHENG, Y., LI, Y. 2014, *Fungal pretreatment of yard trimmings for enhancement of methane yield from solid-state anaerobic digestion*, *BIORESOURCE TECHNOLOGY* [online]. 2014, 156, 176-181 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.01.011. ISSN 09608524. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852414000261>
- [93] LIN, L., LIANGCHENG Y., FUQING X., FREDERICK C. M., YEBO L. 2014, *Comparison of solid-state anaerobic digestion and composting of yard trimmings with effluent from liquid anaerobic digestion*. *Bioresource Technology* [online]. 2014, 169, 439-446 [cit. 2017-11-29]. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.07.007. ISSN 09608524. On line: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852414009729>
- [94] LIEW, L.N., SHI, J. & LI, Y. 2011, *Enhancing the solid-state anaerobic digestion of fallen leaves through simultaneous alkaline treatment*, *Bioresource Technology* [online]. 2011, 102(19), 8828-8834 [cit. 2020-02-26]. DOI: 10.1016/j.biortech.2011.07.005. ISSN 09608524. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S096085241100931X>
- [95] LIEW, L. N., JIAN S., YEBO, L. 2012, *Methane production from solid-state anaerobic digestion of lignocellulosic biomass*. *Biomass and Bioenergy* [online]. 2012, 46, 125-132 [cit. 2017-11-28]. DOI: 10.1016/j.biombioe.2012.09.014. ISSN 09619534. On line: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0961953412003546>
- [96] BROWN, D., YEBO, L. 2013, *Solid state anaerobic co-digestion of yard waste and food waste for biogas production*. *Bioresource Technology*[online]. 2013, 127, 275-280 [cit. 2017-11-28]. DOI: 10.1016/j.biortech.2012.09.081. ISSN 09608524. On line: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852412014319>

Acta Facultatis Ecologiae, Volume 41, 2019 – 2

Vydanie I. december 2019 – Vydala Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 2117/24, 960 01 Zvolen, IČO 00397440 – Počet strán 54 – 4,63 AH, 4,71 VH – Náklad 170 výtlačkov – Tlač a grafická úprava Vydavateľstvo TU vo Zvolene – Vydanie publikácie schválené v Edičnej rade TU dňa 4. 2. 2019, číslo EP 83/2019 – Evidenčné číslo MK SR 3859/09 – Periodikum s periodicitou dvakrát ročne – Za vedeckú úroveň tejto publikácie zodpovedajú autori a recenzenti – Rukopis neprešiel jazykovou úpravou.

ISSN 1336-300X