

Acta Facultatis Ecologiae

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

Volume 34
2016

Editorial Board

Editor-in-Chief
Branislav Olah

Vice-Editor-in-Chief
Tibor Benčat' – Ecological Section
Dagmar Samešová – Environmental Section

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

Technical Editors
Anna Ďuricová, Miroslav Vanek – Environmental Section

Members
Miroslav Badida, Vojtech Dirner, Ján Gáper, Juraj Hreško, Peter Jančura,
Karol Kočík, Oto Majzlan, László Miklós, Peter Ondrišík,
Andrej Oriňák, Magdaléna Pichlerová, Wladzimier Pradzyński, Dagmar Samešová,
Branko Slobodník, Slavomír Stašiov, Ján Supuka,
Jaroslava Vrábliková

List of Reviewers Acta Facultatis Ecologiae 34

Ján Gáper, Ján Karabelly, Oľga Kontrišová, Pavel Kypta, Jozef Mačala, Hana Ollerová, Zuzana Perháčová, Marián Schwarz, Dagmar Samešová, Miroslav Vanek, 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

BAČÍKOVÁ, M. & DIVIAKOVÁ, A.

Príklad ekologického hodnotenia biotopov ako podklad pre návrh manažmentových opatrení
Example of Ecological Evaluation of Habitats as a Basis for the Proposal
of the Management Measures7

FRIČOVSKÝ, B., FRIČOVSKÁ, J., FORDINÁL, K., KORDÍK, J. & SLANINKA, I.

Conceptual Site Model of the Lubina – Palčekove Landfill Environmental Loading:
A Synthesis and Outcomes of a Short-term Seasonal In-situ and Analytical Measurements 15

RASULOV, O.

Znečistenie pôdy ťažkými kovmi v blízkosti hlinikárne TALCO (Tadžikistan)
Soil Pollution with Heavy Metals near the Aluminum Plant TALCO (Tajikistan).....31

SCHWARZ, M. & SALVA, J.

Vývoj environmentálnej kriminality v Slovenskej republike
The Development of Environmental Criminality in the Slovak Republic39

PREHEADOVÉ ČLÁNKY / REVIEW ARTICLES

BARANOVÁ, V. & BOBUESKÁ, L.

Vplyv druhu *Batrachochytrium dendrobatidis* na populáciu obojživelníkov
Influence of *Batrachochytrium dendrobatidis* on Amphibians Population51

DUDOVÁ, M., SMRČOVÁ, M. & HUDÁK, A.

Extrakcia s využitím teploty zákalu micelárnych roztokov – „zelená“ metóda špeciácie arzénu
Cloud Point Extraction – „Green“ Method of Arsenic Speciation59

MARUŠKOVÁ, H. & PLUHAŘ, K.

Znižovanie emisií z dopravy so zameraním na oxid uhličitý
Reducing Emission from Transport focused on Carbon Dioxide67

PŮVODNÉ VEDECKÉ PRÁCE / ORIGINAL SCIENTIFIC ARTICLES

PRÍKLAD EKOLOGICKÉHO HODNOTENIA BIOTOPOV AKO PODKLAD PRE NÁVRH MANAŽMENTOVÝCH OPATRENÍ

MICHAELA BAČÍKOVÁ, ANDREA DIVIAKOVÁ

Katedra UNESCO pre ekologické vedomie a TUR, FEE TU Zvolen, T. G. Masaryka 24,
960 53 Zvolen e-mail: mbacikova@centrum.sk, diviakova@tuzvo.sk

ABSTRACT

(Bačíková, M., Diviaková, A.: **Example of ecological evaluation of habitats as a basis for the proposal of the management measures**)

The paper deals with the issue of ecological evaluation of habitats, namely the evaluation of the nature-protected significance of vegetation and the evaluation of major european non-forest habitats in two protected areas, in natural monuments Bindárka and Mitická Slatina. The result was a draft management measures for both model areas as a basis for the design of the management plan for protected areas.

Key words: habitat, ecological network, protected area, natural monument Bindárka, natural monument Mitická slatina

ÚVOD

Človek si musí uvedomiť, že tak ako prírodu poznačil, musí jej teraz aktívne pomôcť. Aktívna ochrana predstavuje konkrétne manažmentové opatrenia pre zachovanie existencie a stálosti biotopov. Pre správne zafinovanú starostlivosť, potrebujeme podrobné poznatky o danom rastlinnom druhu, či biotope. Tieto údaje získavame prostredníctvom ekologických analýz a hodnotenia. Ide o podrobné skúmanie existenčných a ekologických nárokov druhov či biotopov. Ekologické hodnotenie nám poukazuje viazanosť konkrétnych druhov k ekologickým faktorom prostredia. Na základe tohto hodnotenia dostávame vzácne informácie o stave riešených biotopov, prípadne nám výsledky hodnotenia pri opakovaní poukazujú na zmenu prostredia. Na tomto základe vieme zostaviť priame opatrenia a zásahy pre zlepšenie a dosiahnutie požadovaného stavu. Ekologické hodnotenie a s tým spojené návrhy manažmentu sa využívajú v programoch starostlivosti o chránené územia, alebo ako podklad pre posúdenie územia ako prvku ekologickej siete.

CHARAKTERISTIKA MODELOVÝCH ÚZEMÍ

Výskum a hodnotenie biotopov prebiehal v 2 chránených územiach, v prírodných pamiatkach (PP) Bindárka a Mitická slatina.

PP Bindárka predstavuje lokalitu s rozlohou 8,9828 ha, nachádza sa v katastri obce Soblahov, okres Trenčín, Trenčiansky kraj. Predmetom ochrany je zachovanie aluviálneho močiara a významnej mokradnej fauny a flóry a platí tu 4. stupeň ochrany. Nadmorská výška sa v území pohybuje od 300 – 400 m n.m.. Podľa geomorfologického členenia územie patrí do Alpsko-himalájskej sústavy, konkrétne podcelku Trenčianskej vrchoviny. Geologický podklad je vo veľkej prevahе tvorený vápencami a dolomitmi, s prímесou ílových a pieskovcových sedimentov. Takmer v celej oblasti územia sa vyskytuje fluvizem, miestami doplnená pôdnym typom kambizem na flyši. Klimatická oblasť v lokalite sa prezentuje ako mierne teplá, mierne vlhká, vrchovinová. Hydrologickú os územia tvorí Dolinový potok s niekoľkými prítokmi. Táto sieť je doplnená niekoľkými vývermi podzemnej vody, ktoré sa prejavujú formou silne podmäčanej pôdy, prípadе lo-

kalitami so stagnujúcou vodou (BAČÍKOVÁ, 2014). Potenciálnu prirodzenú vegetáciu predstavujú dubovo-hrabové lesy karpatské a lužné lesy podhorské a horské (MICHALCO, 1986). V súčasnosti sa v riešenom území vyskytujú vlhké lúky, krovinové porasty s dominanciou druhov rodu *Salix* a lesné porasty.

PP Mitická slatina predstavuje územie s rozlohou 2,8315 ha, nachádza sa v katastri obce Trenčianske Mitice, okres Trenčín, Trenčiansky kraj. Predmetom ochrany je zachovanie zvyšku slatinného rašeliniska s mocnosťou 3 m a platí tu 4. stupeň ochrany. Nadmorská výška predstavuje 310 m n. m.. Na základe geomorfologického členenia sa územie vyskytuje v Alpsko-himalájskej sústave, priamo na rozhraní podsústavy Karpát a Panónskej panvy, konkrétne časť Ostrý a časť Bánovská pahorkatina. Geologické podložie tvoria predovšetkým vápence a dolomity s minerálnymi komponentmi živca a kremeňa. Lokalitou prechádza tektonická línia – Jastrabský zlom, ktorá má veľký význam pre vznik a formovanie rašeliniska. V území bolo vyčlenených niekoľko pôdnych typov, pričom ide o rôzne variácie typu kambizem a rendzina. Taktiež bol zaznamenaný výskyt fluvizeme, a samozrejme organozeme – rašeliny. Z klimatického hľadiska ide o vrchovinnú oblasť, mierne teplú a vlhkú. V lokalite je významná predovšetkým podzemná hydrologická sieť, ktorá sa prostredníctvom výverov dostáva na povrch a vytvára lokality so stagnujúcou vodou. Povrchovú hydrologickú os tvorí veľký vodný tok, pretekajúci západnou časťou územia (BAČÍKOVÁ, 2014). Potenciálnu prirodzenú vegetáciu v území tvoria dubovo-cerové lesy a dubovo-hrabové lesy karpatské (MICHALCO, 1986). V území prevládajú krovinové porasty, lesné porasty a tiež porasty rôznych druhov ostríc a monotónnych zárastov druhu *Phragmites australis*.

MATERIÁL A METÓDY

Terénny prieskum zameraný na mapovanie a posúdenie súčasného stavu biotopov prebiehal od 13. 6. do 15. 7. 2015, a to v zmysle Metodiky mapovania nelesných biotopov (ŠOP SR, 2014), ktorá je úpravou metodiky mapovania biotopov (ŠEFFER ET AL., 2002) a jej modifikácie z roku 2012 (ŠEFFER ET LASÁK, 2012). Fytcenologické zápisy boli robené v zmysle KRIŽOVÁ, NIČ (2000).

Prirodoochranná významnosť bola hodnotená v zmysle modifikovanej metodiky HALADA (1998). Boli zvolené príslušné kritériá hodnotenia

a ich škála za účelom hodnotenia vegetačných formácií z pohľadu ochrany prírody. Stupnica hodnotenia bola upravená zvlášť pre každé modelové územie, i keď kritériá boli rovnaké. Boli to nasledovné nasledovné kritériá: druhová bohatosť, prirodzenosť, významnosť biotopu a súčasné manažmentové opatrenia, ohrozenosť. Podkladom pre hodnotenie prirodzenosti bola klasifikácia podľa MARHOLD ET HINDÁK (1998) a JURKO (1990). Ohrozenosť bola hodnotená na základe Červeného zoznamu vyšších rastlín podľa FERÁKOVÁ ET AL. (2001). Rozsah hodnotenia pre jednotlivé kritériá bol v rozmedzí 1 – 5 bodov.

Pri hodnotení priaznivého stavu biotopov bol využitý Manuál k programu starostlivosti o územia NATURA 2000 (POLÁK ET SAXA (EDS.), 2005). Biotopy boli hodnotené opäť na základe určitých kritérií, a to na základe počtu charakteristických taxónov, počtu indikačných taxónov, edifikátorov (taxónov s pokrývnosťou viac ako 50%), negatívne – diferenciálnych taxónov, SEN taxónov (taxónov, ktorých prítomnosť v druhovom zázname je nevyhnutná, biotop nie je daným typom, ak sa v ňom nevyskytujú všetky SEN taxóny), vertikálnej štruktúry vrstiev E_0, E_1, E_2, E_3 , veľkosti lokality, ohrozenia inváznymi neofytmi a ohrozenia expanzívnymi taxónmi. Hodnoty boli kritériám pridelené na základe tabuľky kvantifikátorov. Každý európsky významný nelesný typ biotopu má svoju hodnotiacu tabuľku limitných hodnôt. Podklady slúžili k vypracovaniu lokálnej hodnotiacej tabuľky limitných hodnôt pre príslušné typy biotopov. Súčtom vážených hodnôt konkrétnych kritérií boli vypočítané pre príslušný biotop jeho syntetické hodnoty stavu. Následne boli určené hraničné syntetické hodnoty kritérií, ktoré boli limitmi pre zaradenie do príslušných kategórií stavu biotopu (A - priaznivý stav, B – priemerný stav, C – slabý/redukovaný stav, D – neznámy/nepriaznivý stav).

Na základe prechádzajúcich hodnotení bola v zmysle metodiky MIKLÓS, DIVIAKOVÁ, IZAKOVIČOVÁ (2011) posúdená vhodnosť modelových lokalít ako prvkov miestneho územného systému.

VÝSLEDKY

PP Bindárka

V území PP Bindárka bolo identifikovaných 9 typov biotopov, z toho 2 biotopy predstavujú európsky významné typy, a to Br6 – Brehové porasty deväťsilov a Lk5 – Vysokobylinné spoločenstvá

na vlhkých lúkach a 1 lesný európsky významný biotop Ls1.3 – Jaseňovo-jelšové podhorské lužné lesy. Biotopy národného významu boli identifikované 3, konkrétne Tr7 – Mezofilné lemy, Ls2.1 – Dubovo-hrabové lesy karpatské a Kr8 – Vřbové kroviny stojatých vôd. V rámci celej lokality bolo

zaznamenaných 14 druhov stromov, 4 druhy krovin a 84 druhov bylín, a to na 167 fytoecenologických plochách a zápisoch.

Výsledné hodnoty hodnôt kritérií prírodoochranej významnosti dokumentuje tab. 1.

Tab.1 Výsledné hodnoty kritérií vstupujúcich do hodnotenia prírodoochranej významnosti biotopov PP Bindárka

Tab. 1 Resulting values of criterions entering in the evaluation of nature-protection importance of habitats in Natural monument Bindárka

Typ/názov biotopu	Druhovú bohatosť	Prírodnosť	Významnosť a súčasné manažmentové opatrenia	Ohrozenosť
Lk5 Hygrophilous tall-herb fringe communities of plains and of the montane to alpine belts	2	5	4	1
Tr7 Mesophile fringes	2	3	2	1
X1 Herbaceous clearings	2	3	1	1
Kr8 Mire willow scrub	5	3	2	4
Br6 Hygrophilous tall herb fringe communities of plains and of the montane to alpine belts	2	3	4	1
Lk11 Common reed beds	2	3	1	4
Ls1.3 Mixed ash-alder alluvial forests of temperate and Boreal Europe (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	4	2	4	3
Ls2.1 Oak-hornbeam forests	4	2	2	3
X8 Watercourse veils	1	1	1	1

V rámci hodnotenia priaznivosti stavu európsky významného nelesného typu biotopu Lk5 sa v PP Bindárka vyskytovali nasledovné charakteristické druhy *Filipendula ulmaria*, *Aegopodium podagraria*, *Caltha palustris*, *Phragmites australis*, *Lythrum salicaria*, *Carduus personata* a *Lysimachia vulgaris*. Z indikačných taxónov to boli *Filipendula ulmaria* a *Caltha palustris*. Zo SEN taxónov sa vyskytovali *Lysimachia vulgaris* a *Filipendula ulmaria*. V lokalite biotopu Lk5 bol zaznamenaný aj výskyt expanzívne ohrozujúceho taxónu *Phragmites australis*.

Syntetická hodnota stavu biotopu predstavuje 2,2. Na základe dosiahnutia tejto hodnoty a hraničných limitných hodnôt (Tab.3) zaradíme biotop do kategórie C, teda stav priemerný/redukovaný. Tab. 2 dokumentuje hraničné hodnoty biotopu Lk5.

Tab.2 Hraničné limity biotopu Lk5 v PP Bindárka
Tab. 2 Limits of habitat Lk5 in Natural monument Bindárka

Celový počet kombinácií LTSB	8192		
Minimálna syntetická hodnota	1,1		
Maximálna syntetická hodnota	3,9		
Rozsah hodnôt	2,8		
Medián hodnôt	2,5		
Hraničné syntetické hodnoty kategórií	D/C = 1,8	C/B = 2,5	B/A = 3,2

Pri hodnotení európsky významného nelesného typu biotopu Br6 v PP Bindárka bol zistený výskyt charakteristických taxónov *Petasites hybridus*, *Poa trivialis*, *Aegopodium podagraria*. Z indikačných taxónov sa vyskytuje v riešenom

biotope druh *Petasites hybridus*. Syntetická hodnota stavu biotopu predstavuje 1,775. Na základe hraničných syntetických hodnôt (tab.3) kategórií a syntetickej hodnoty stavu biotopu zaradujeme biotop od kategórie D, teda nepriaznivý stav.

Tab. 3 Hraničné limity biotopu Br6
Tab. 3 Limits of habitat Br6

Celový počet kombinácií LTSB	8192		
Minimálna syntetická hodnota	1,125		
Maximálna syntetická hodnota	3,875		
Rozsah hodnôt	2,75		
Medián hodnôt	2,5		
Hraničné syntetické hodnoty kategórií	D/C = 1,8125	C/B = 2,5	B/A = 3,1875

V súčasnosti sa v lokalite PP Bindárka manažment vykonáva iba v rozlíšení lúky – kosenie, kroviny – orezávanie. Preto návrh konkrétnych manažmentových opatrení pre vybrané typy biotopov je nasledovný:

Lk5 Vysokobylinné spoločenstvá na vlhkých lúčach

- Kosenie (mozaikovité, každoročne, ľahkými samohybnými technikami alebo ručne, od 25. 8. – 30. 9.)
- Mulčovanie (celoplošne, 1/5rokov, ľahkou technikou so zdvojenými nízkotlakovými pneumatikami, od 15. 9., prípadne neskôr podľa vysušenia pôdy)
- Odstránenie náletov *Corylus avellana* (celoplošne, ½ roky, mechanická likvidácia ručnými technikami, od 20. 2. po presušení pôdy)

Br6 Brehové porasty deväťsilov

- zakázať reguláciu vodného toku, predovšetkým nad porastmi
- odstraňovanie invázneho druhu *Impatiens parviflora* (celoplošne, každoročne, mechanické vykopávanie a ručné vyberanie podzemných častí rastliny, od 15. 8.)
- odstraňovanie náletov *Prunus spinosa* (celoplošne, 1/2roky, mechanické odstraňovanie krovinnorezom, koncom februára)

- vyčistiť lokalitu od menších nelegálnych skládok stavebného odpadu v území biotopu, ktoré sa vyskytuje na juhovýchodnej strane prírodnej pamiatky

Ls 1.3 Jaseňovo-jelšové podhorské lužné lesy

- ponechať mŕtve drevo druhov jelša a jaseňa (min. 2 m³/ha)
- zvýšiť podieľa jaseňa na 30 až 35% – podsejbou na sneh (semeno vybrať na základe semennej oblasti a výškovej oblasti (m n. m.)
- vyčistenie od nelegálnych skládok odpadu
- z podrastu odstrániť *Impatiens parviflora* – celoplošne, raz ročne, mechanickými ručnými spôsobmi, od 15. augusta
- prerezanie husto zapojených porastov nepôvodných krovín *Cornus mas*, *Ligustrum vulgare*, *Corylus avellana* (celoplošne, 1/rok, mechanicky krovinnorezom, od 20. 8.)

Tr7 Mezofilné lemy

- kosenie (v pásach, 1/rok, ručné kosenie, od 20. 8.)

Kr8 Vrbové kroviny stojatých vôd

- nezasahovať do vodného režimu
- neregulovať Dolinový potok
- podpora prírodného zmladzovania druhu *Salix rosmarinifolia* (1/5 rokov, drevenými odrezkami, od 1. 2.
- odstraňovanie invázneho druhu podrastu

Impatiens parviflora (celoplošne, každoročne, mechanické vykopávanie a ručné vyberanie podzemných častí rastliny, od 15. 8.)

- zrezávanie vrbových prútov druhu *Salix cinerea* (1/3roky, mechanicky krovinnorezom, od 1. 11.)

Ls 2.1 Dubovo-hrabové lesy karpatské

- zabrániť nelegálnej ťažbe dreva v lesnom dieľci č. 428
- ponechanie mŕtveho dreva druhu *Carpinus betulus* na úplný rozklad (min. 1,5 m³/ha)
- odstraňovanie invázneho druhu podrastu *Impatiens parviflora* (celoplošne, každoročne, mechanické vykopávanie a ručné vyberanie podzemných častí rastliny, od 15. 8.)

Sledovaná lokalita je zaradená medzi mokrade regionálneho významu. V súčasnej platnej územnoplánovacej dokumentácii však nie je navrhnutá za prvok v miestnom územnom systéme ekologickej stability. Pre podporu realizácie navrhnutých manažmentových opatrení v konkrét-

nych biotopoch, s cieľom dosiahnutia celkového lepšieho stavu PP Bindárka, ako aj jej okolia navrhujeme lokalitu zaradiť do MÚSES ako miestny biokoridor.

PP Mitická slatina

V rámci PP Mitická slatina bolo identifikovaných 9 typov biotopov, z toho 2 typy biotopov európskeho významu, a to Kr6 – Xerothermné kroviny a Vo2 – Prírodné eutrofné a mezotrofné stojaté vody s vegetáciou plávajúcich a/alebo ponorených cievnatých rastlín typu Magnopotamion alebo Hydrocharition. Tiež boli identifikované 3 biotopy národného významu, a to konkrétne Kr8 – Vrbové kroviny stojatých vôd, Lk10 – Vegetácia vysokých ostríc a Ls7.4 – Slatinné jelšové lesy. V rámci hodnoteného územia bolo vykonaných 77 fytocenologických zápisov a bola zistená prítomnosť 11 druhov drevín, 10 druhov krovín a 79 rastlinných taxónov.

V tab. 4 hodnoty sú uvedené hodnoty kritérií prírodoochranej významnosti.

Tab. 4 Hodnoty kritérií prírodoochranej významnosti biotopov PP Mitická slatina

Tab. 4 Values of criteria of nature-protection importance of habitats in Natural monument Mitická slatina

Typ/názov biotopu	Druhovú bohatosť	Prírodnosť	Významnosť a súčasné manažmentové opatrenia	Ohrozenosť
Kr6 Continental deciduous thickets	3	1	4	1
Kr7 Medio-European rich-soil thickets	5	4	1	3
Kr8 Mire willow scrub	3	5	2	4
Lk10 <i>Phalaris arundinacea</i> beds; Large <i>Carex</i> beds	3	5	3	4
Lk11 Common reed beds	4	5	1	2
Ls7.4 Alder swamp woods	3	5	2	1
Vo2 Natural eutrophic lakes with <i>Magnopotamion</i> or <i>Hydrocharition</i> – type vegetation	1	5	4	1
X1 Herbaceous clearings	3	5	1	2
X3 Ruderal communities	4	5	1	1

Pri hodnotení priaznivého stavu európsky významného nelesného typu biotopu Kr6 bol zistený výskyt charakteristických taxónov *Cornus mas*, *Prunus spinosa*, *Geranium sanguineum*, *Crataegus monogyna*. Z indikačných taxónov sa vyskytujú *Crataegus monogyna*, *Cornus mas* a *Prunus spinosa*. Expanzívny taxón ohrozujúci

biotop (*Fraxinus ornus*) sa v biotope nevyskytuje.

V prírodnej pamiatke Mitická slatina biotop Kr6 Xerothermné kroviny dosiahol syntetickú hodnotu 2,425. Na základe tejto hodnoty ako aj hraničných limitov jednotlivých kategórií (tab.5) bol vyhodnotený stav biotopu ako nepriaznivý, kategória C priemerný/redukovaný.

Tab. 5 Hraničné limity biotopu Kr6 v PP Mitická slatina
Tab. 5 Limits for habitat Kr6 in Natural monument Mitická slatina

Celový počet kombinácií LTSB	8192		
Minimálna syntetická hodnota	1,075		
Maximálna syntetická hodnota	3,925		
Rozsah hodnôt	2,85		
Medián hodnôt	2,5		
Hraničné syntetické hodnoty kategórií	D/C = 1,7875	C/B = 2,500	B/A = 3,2129

V rámci hodnotenia priaznivého stavu európsky významného nelesného typu biotopu Vo2 bol zistený výskyt charakteristického taxónu *Lemna minor*. Z indikačných taxónov sa vyskytuje *Lemna minor*. Negatívne diferenciacne taxóny

sa v biotope Vo2 v PP Mitická slatina nevyskytujú. Syntetická hodnota stavu biotopu predstavuje 1,55. Na základe dosiahnutia syntetickej hodnoty a hraničných limitov hodnôt (tab. 6) bol biotop zaradený do kategórie A – priaznivý/výborný.

Tab. 6 Hraničné limity biotopu Vo2
Tab. 6 Limits for habitat Vo2

Celový počet kombinácií LTSB	8192		
Minimálna syntetická hodnota	0,75		
Maximálna syntetická hodnota	1,75		
Rozsah hodnôt	1		
Medián hodnôt	1,25		
Hraničné syntetické hodnoty kategórií	D/C = 1,000	C/B = 1,25	B/A = 1,5

V lokalite sa ako jediné manažmentové opatrenie vykonáva kosenie spoločností trstín (v biotope Lk11) raz/1-2 roky a následne spálenie pokosenej. Navrhujeme preto nasledovný manažment:

Kr6 Xerothermné kroviny

- odstránenie druhu *Robinia pseudoacacia* (celoplošne, 1/rok, výrez krovinorezom vrátane vykopania koreňov, od 1. 11.)
 - vyčistiť nelegálnu skládku odpadu, zabezpečiť aby sa tam opäť nevytvorila (osadením tabule s informáciou o zákaze ukladania odpadu a následnej pokute pri porušení zákazu)
- Vo2 Prirodzené eutrofné a mezotrofné stojaté vody s vegetáciou plávajúcich a/alebo ponorených cievnatých rastlín typu Magnopotamion alebo Hydrocharition**
- monitorig kvality podzemnej vody zameraný na výskyt pesticídov z poľnohospodárskej činnosti, vrátane ich príslušných metabolitov a produktov vznikajúcich pri rozklade. Realizovať 2/ročne. Konkrétne prvýkrát pred začatím poľnohospodárskej činnosti v blízkych poľnohospodárskych územiach, druhýkrát po skončení.
 - odstránenie druhu *Phragmites australis* (každoročne, jedince vo vodnej hladine, vrátane okolia s rozsahom 1,5m od brehu smerom von, ručné kosenie a odstránenie pokosenej biomasy, od 1. 6.)

Lk10 Vegetácia vysokých ostríc

- kosenie (celoplošne, 1/2roky, ručné kosenie, odstránenie pokosenej biomasy, od 1. 10.)
- odstránenie náletu druhu *Rosa canina* (celoplošne, prioritne v JV oblasti, ručný výrub aj s koreňovou sústavou, od 1. 10.)

Kr8 Vrbové kroviny stojatých vôd

- zregulovať výskyt druhu *Rubus caesius* (v J časti biotopu, ručné vyžínanie kosákom, od 1.7.)
- prerezávka krovin druhu *Salix cinerea* (celoplošne, krovinorezom, od 1.11.)

Ls 7.4 Slatinné jelšové lesy

- prerezávka krovinových druhov *Rosa canina*, *Prunus spinosa*, vrátane odstránenia spílenej haluziny (celoplošne, prioritne v JV časti biotopu, krovinorezom, od 1. 7.)
- zákaz regulácie pretekajúceho vodného toku
- zákaz ťažby rašeliny
- ponechať mŕtve drevo druhu *Alnus glutinosa* (min. 1,5 m³/ha).

Lokalitu PP Mitická slatina navrhuje ma základe hodnotení zaradiť do ekologickej siete miestneho územného systému ekologickej stability ako miestne biocentrum. Ako prvok MÚSES bude viac podtrhnúť praktickú ochranu v území formou navrhovaného manažmentu.

DISKUSIA

PP Bindárka, aluviálny močiar s prietočnou vodou, vytvára biotop pre mnohé ohrozené i vzácne živočíchy i rastlinné druhy. Pokiaľ naozaj chceme udržať existenciu spoločenstiev vyskytujúcich sa v riešenej lokalite, je nevyhnutné realizovať manažmentové opatrenia vedúce k stabilizácii a zlepšeniu stavu jednotlivých biotopov. Pri hodnotení prírodoochranej významnosti sme ako jedno z kritérií zvolili počet druhov. Pre niektoré biotopy to malo dôsledok dosiahnutia nižšieho počtu bodov. V niektorých prípadoch počet druhov v biotope nebol vysoký, ale vysoká bola pokryvnosť charakteristických druhov. V takýchto typoch biotopov je nízka diverzita druhov podmienená práve tým, že sú vytláčané charakteristickými druhmi. Preto kritérium počet druhov v hodnotení prírodoochranej významnosti je diskutabilným ukazovateľom. Nedá sa bližšie rozpoznať, či je z hľadiska ochrany prírody viac významný biotop, ktorý má vyššiu druhovú bohatosť alebo ten, ktorého počet druhov síce nie je vysoký, ale druhy ktoré sú charakteristické a v podstate určujú daný typ biotopu, sú dominantné a prevažujú, čím zamedzujú výskyt ďalších druhov. V prípade hodnotenia stavu európsky významných nelesných typov biotopov môžeme vylúčiť ako príčinu zlého stavu priamy vplyv človeka, keďže v lokalite prírodnej pamiatky sú zákazy a obmedzenia pre viacero ľudských činností. Za dôvod priemernosti, či nepriaznivosti možno považovať nečinnosť v oblasti realizácie manažmentu. Pri porovnaní priaznivého stavu biotopov (Lk5, Br6) v rámci SR viac ako polovica z mapovaných území s výskytom týchto biotopov má stav nevyhovujúci až zlý. Podľa výsledkov monitoringu biotopov ŠOP SR (www.biomonitoring.sk) ako dôsledok tohto stavu sa považujú nevhodné manažmentové opatrenia (až 30% z celkového počtu nepriaznivých vplyvov).

V chránenom území prírodnej pamiatky Mítická slatina sa vyskytuje zvyšok slatinného rašeliniska. V niektorých miestach fragmitelová rašelina dosahuje mocnosť až 3m. Práve tento vyskytujúci sa prvok bol dôvodom vyhlásenia a zároveň predmetom ochrany PP Mítická slatina. Pre hodnotenie prírodoochranej významnosti biotopov bolo zvolených niekoľko kritérií. Najspornejšie kritérium je počet druhov, podobne ako pri PP Bindárka, nie je jednoznačne jasné, či je z hľadiska ochrany prírody významnejšia druhová bohatosť alebo pokryvnosť charakte-

ristických druhov. Výskyt zraniteľných alebo ohrozených rastlinných druhov bol minimálny. Toto možno považovať za dôsledok pôsobenia niekoľkých stresových faktorov v súčasnosti, ako aj výrazné odvodnenie územia v minulosti. Ekologické funkcie, ktorými lokalita disponuje sú pre krajinu ako celok nezameniteľné. Preto za zaradením územia do ekologickej siete vidíme realizáciu manažmentových opatrení potrebných tak ako pre zachovanie lokality, aj pre zvýšenie jej ekologických funkcií a vplyvov na krajinu. V prírodnej pamiatke sa vyskytujú dva typy európsky významných nelesných typov biotopov. Konkrétne ide o biotopy Kr6 a Vo2. Pri hodnotení priaznivosti stavu týchto biotopov sme dospeli k záveru, že biotop vodného spoločenstva Vo2 sa v súčasnosti vyskytuje vo výbornom priaznivom stave, i keď sú to len malé fragmenty. Malé plochy výskytu považujeme za výsledok odvodnenia územia v minulosti. Pri hodnotení priaznivosti stavu biotopu Kr6 bolo spoločenstvo vyhodnotené ako priemerné. Dôležité je si uvedomiť, že tento typ biotopu vôbec nie je typickým biotopom rašelinísk či vlhkých lúk. Jeho existencia v danom území je naozaj výnimočná a ojedinelá. Nemalou mierou sa za priemerný stav podpísala aj nie najlepšia lokalizácia tohto biotopu. Biotop sa síce nachádza na vhodných abiotických podmienkach, avšak je vystavený priamym stresovým faktorom. Medzi základné patrí susedstvo s ornou pôdou. Pokiaľ nebude nastavená správna a rýchla aktívna ochrana tohto biotopu jeho vyhliadky do budúcnosti sú veľmi nepriaznivé. Je len otázkou času, kedy biotop úplne podľahne ruderalizácii či tlaku antropogénnych vplyvov. V celoslovenskom globále biotop xerotermy krovín v priaznivom stave nepredstavuje ani polovicu z celkového počtu zmapovaných lokalít (www.biomonitoring.sk). Podľa výsledkov monitoringu ŠOP SR za najviac ohrozujúce negatívne vplyvy sú považované ľudské činnosti (až 56,2% zo všetkých ohrození).

ZÁVER

V príspevku bol zhodnotený význam lokalít z pohľadu ochrany prírody, ako aj priaznivost' stavu európsky významných nelesných typov biotopov vyskytujúcich sa v modelových územiach. Krajinnno – ekologické analýzy, mapovanie biotopov, zhodnotenie prírodoochranej významnosti, ako aj zhodnotenie priaznivosti stavu európsky významných nelesných typov biotopov nám tvo-

riľi spoľahlivé podklady pre návrh manažmentu v jednotlivých územiach. V neposlednom rade sme výsledky využili pre posúdenie vhodnosti chránených území ako prvkov ÚSES. A to dobrý základ pre návrh programov starostlivosti o chránené územia.

POĎAKOVANIE

Príspevok bol podporený vedeckou grantovou agentúrou VEGA, projekt č. 1/0096/16.

LITERATÚRA

- BAČÍKOVÁ, M. 2014. *Analýza manažmentu chránených území Mitická slatina a Bindárka (CHKO Biele Karpaty)*: Bakalárska práca. Zvolen : Technická univerzita vo Zvolene, FEE, 2014. 66 s.
- ELLENBERG, H. 1974. Zeigewerte des Gefässpflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobotanica*, 9, Göttingen, 97 pp.
- KRIŽOVÁ, E. – NIČ, J. 2002. *Fytocenológia a lesnícka typológia: Návodý na cvičenia*. Vydanie III., ZVOLEN: Technická univerzita vo Zvolene, 2002. 116s. ISBN 80-228-1108-4
- ŠOP SR, 2014. *Metodika mapovania nelesných biotopov*. 14 s.
- MICHALKO, J. 1986. *Geobotanická mapa ČSSR: Textová časť*. BRATISLAVA : Veda vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied, 1986. 168 s.
- MIKLÓS, L. – DIVIAKOVÁ, A. – IZAKOVIČOVÁ, Z. 2011. *Ekologické siete a územný systém ekologickej stability*. Vydanie I. ZVOLEN: Technická univerzita vo Zvolene, 2011. 141 s. ISBN 978-80-228-2305-0
- MIKLÓS, L. – ŠPINEROVÁ, A. 2011. *Krajinno-ekologické plánovanie LANDEP*. HARMANEC: Vojenský kartografický ústav, 2011. 159 s. ISBN 978-80-8042-634-7
- POLÁK, P., SAXA, A., (eds.), 2005. *Priaznivý stav biotopov a druhov európskeho významu*. BANSKÁ BYSTRICA: ŠOP SR, Banská Bystrica, 2005. 736 s.
- STANOVÁ, V. – VALACHOVIČ, M. (eds.), 2002. *Katalóg biotopov Slovenska*. DAPHNE-Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, 226 p.
- ŠEFFER J., LASÁK R., GALVÁNEK D., DRAŽIL T., 2002. Metodika mapovania biotopov. In: STANOVÁ V., VALACHOVIČ M. (eds.) (2002): *Katalóg Biotopov Slovenska*. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, p. 2-5.
- ŠEFFER J., LASÁK R., 2012. *Mapovanie biotopov. Návrh metodiky*. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, 7 p.
- http://www.sopsr.sk/publikacie/invazne/doc/Zoznam_inv_rastlin.pdf, 1. 3. 2015
- <http://www.sopsr.sk/webs/redlist/>, 5.3. 2016
- <http://www.biomonitoring.sk/Monitoring/StatisticalData/HabitatList>, 19.8.2015

CONCEPTUAL SITE MODEL OF THE LUBINA – PALČEKOVE LANDFILL ENVIRONMENTAL LOADING: A SYNTHESIS AND OUTCOMES OF A SHORT-TERM SEASONAL IN-SITU AND ANALYTICAL MEASUREMENTS

BRANISLAV FRIČOVSKÝ¹ – JANA FRIČOVSKÁ² – KLEMENT FORDINÁL² – JOZEF KORDÍK³ – IGOR SLANINKA³

¹ Department of hydrogeology and geothermal energy, State geological institute of Dionýz Štúr, Mlynská dolina 1, 817 04 Bratislava, Slovak Republic, branislav.fricovsky@geology.sk

² Department of younger geological units, State geological institute of Dionýz Štúr, Mlynská dolina 1, 817 04 Bratislava, Slovak Republic, jana.fricovska@geology.sk, klement.fordinal@geology.sk

³ Department of environmental geochemistry, State geological institute of Dionýz Štúr, Mlynská dolina 1, 817 04 Bratislava, Slovak Republic, jozef.kordik@geology.sk, igor.slaninka@geology.sk

ABSTRACT

Combined, field groundwater level monitoring and electric conductivity measurements with chemistry analyzes of groundwater and surface water sampling campaigns have been used in construction of CSM for the Lubina – Palčekove environmental loading (LUPAL). The EC (198-203 mS.m⁻¹) zoning in combination with increased Cl⁻ (228-237 mg.l⁻¹), B⁻ (0.711-0.728 mg.l⁻¹) and rare-elements concentrations in samples (i.e. Sr, Sn, Ni, Cu, Ag, Li) of VN148-2 well and contaminated leaks at PV148-41 show preferential contamination extension to the SW. The cloud is rather dispersed in permeable sandy bifurcation channels and weathered zone of Lubina Formation. Groundwater represents a master receptor, followed by topsoil profile and low-connectivity suffering Paleogene profile. Its extension is predominantly limited towards SW by attenuation capacity as a combination of dilution, sorbtion and short-term accommodation of contaminants. The site does not represent a risk for publics.

Key words: conceptual site model, contamination transport, electric conductivity, hydrogeology, monitoring

FOREWORD

According to a Directive 2004/35/EC and the Act No. 569/2007, the environmental loading „is a site where hazardous substance caused by human activity poses a significant risk to human health or to the environment, soil and groundwater, except of environmental damage“. There has been a growing scientific and social-economic concern on interaction of environment with contaminated sites (landfills, adits, abandoned mines[’] and waste ponds, brownfields, industrial parks etc) in Slovakia, accented in several systematic reports (e.g. Paluchová et al., 2008; Helma et al.,

2010). Yet the final assessment of actual impact of contaminated site on environment requires multiple investigation initiatives that are time-consuming and costly if realized from a basics. To minimize costs and maximize an effect of a long-term monitoring and remediation plan, including an environmental risk analysis, a conduction of conceptual site models (CSMs) has become a valuable tool.

A conceptual site model is a pictorial representation of complexity found in a natural system (Gillespie et al., 2012). Alike for a groundwater flow, the CSM for contaminated site accents

source, transport and fate, pathways and its exposure routes towards the recipient (McMahon et al., 1999) not only in a saturated, but within a phaeatic and antroposphere zone as well (Slaninka & Kordík, 2014). Each CSM is, in fact, a visualization of a subjective belief involving a bulk of uncertainties, which are its inherent constituents (Thomsen et al., 2016). A number and an impact of these consequently decreases with knowledge and investigations of a site. It is then an interpreter's behalf to decide when the CSM approaches a natural state sufficiently enough to launch a more sophisticated (and more expensive) investigation and remediation activities to counter the contamination or its overall impact on a nature.

INTRODUCTION

The Lubina – Palčekove landfill (LUPAL) is situated 1,7 km E off the Stará Turá town in a dissected hill-lands of SW orientation and inclination up to 7° as a part of Myjava uplands. Its approximate area is roughly 2.2 ha. An activity at a site has been launched in 1970's, serving the Stará Turá – Chirana company as a waste disposal. A character of the waste has been assumed as biological to medical and technical. Currently, a load of municipal waste is officially reported. By registry of the environmental loads, an estimated volume may count 70 000 m³ with a yearly increment of 6 000 m³. A waste is systematically disposed into cassettes and covered with compacted soil. Yet there is no active remedatory barrier for a contamination interaction with environment.

A relevant deep vertical structure includes Quaternary accumulations and Paleogene envelope of the Klippen Belt (Teťák et al., 2015), represented by the Lubina Formation. A survey of (Kubička et al., 1994) reports 1 – 2 m thick Quaternary antropogene forms (ST-1) through the landfill as a combination of disposed waste and multiple soil envelopes. Deluvial sediments had been described as loam-dominated with a total thickness varying 2 (slope) to 10 (plane) meters and minor records of sands with boulders at a slope foots. All wells documented Paleogene at depths of 5.5 – 9.5 m.b.s.l., reduced to calcareous claystones only. By actual drilling (Fričovský et al. in Kordík et al., 2016), the thickness of antropogene may reach up to 5 m. (VN148-1). Deluvial accumulations have been proven of fine-grained

character with rare sands and gravels organized in separate and disconnected slope talus and slides at a thickness of 0.5 – 1.5 m (Gumáňová & Fričovský, 2015). With the VN148-4 well, we assume an immature seasonal riverbed developed in dells to the SW and W (Fig. 1). The immature fluvial environment is represented by normal grading and a transition of sandy loams towards sands (see CSM model plotted on the cross-section and borehole log of the VN148-4 in Fig. 3). Still, we assume these immature plains are episodically covered with fine-grained deluvial tallus. In a vertical profile of Paleogene Lubina Formation, calcareous sandstones' interbeds have been documented in claystones, siltstones and marlstones, heavily weathered in first 5 – 10 meters (Fričovský et al. in Kordík et al., 2016).

An initial year-long monitoring (Kubička et al., 1994) reported a dramatic increase in total dissolved solids (TDS) at an inlet (ST-1 well) and outlet (ST-2 ev. ST-3 wells) of the system from 636 to 2730 and 3450 mg.l⁻¹ respectively, consistent to increase in an electric conductivity (EC) at a rate of 73.1 (ST-1) to 273 (ST-3) mS.m⁻¹. Assuming local homogeneity in hydrogeochemical system, the increase has been assigned to groundwater interaction with a disposed material and contamination leaching. It has also been concluded that under extreme precipitations, leachate is drained below a western wall of the landfill. Authors assumed a cloud-shaped contamination extension (Fig. 2). Next phase (Kubička, 2007) repeated continuous leachate formation at a site by comparing EC and TDS between an inlet and outlet, not explaining a high CHSK-Mn sampled at ST-3. A last investigation campaign (Žitňan, 2012) briefly commented on a steady-state conditions in an aquifer with no indices on continuous secondary contamination, as given by EC, CHSK-Mn and TDS measurements.

Our submission gives a brief review on use of in-situ methods in construction and update of conceptual site model grounded by geochemical analyzes. Geochemical processes and groundwater flow are interpreted by variation in hydraulic head and electric conductivity and its spatial distribution. The aim of the CSM is to give an update on potential contamination extension and its leachate form.

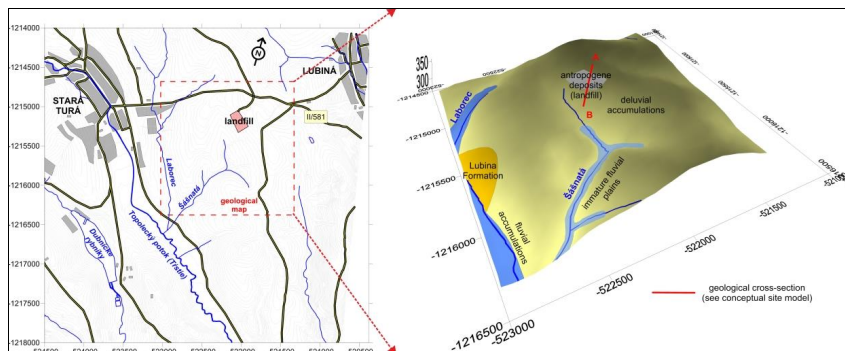


Fig. 1 Position (left) and generalized lithofacial sketch of the LUPAL site (right)
Obr. 1 Lokalizácia (vľavo) a litofaciálna schéma okolia skládky Lubina – Palčokovo (vpravo).

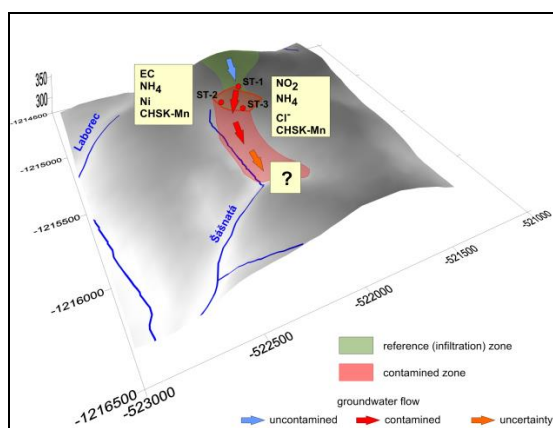


Fig. 2 Initial CSM of the LUPAL landfill. Modified after Kubička et al. (1994).
Obr. 2 Pôvodný koncepčný model skládky Lubina – Palčokovo.
 Upravené podľa: Kubička et al. (1994)

METHODS AND APPROACH

An essential attribute in a development of a CSM is its iterativity and adaptability as new data are collected (Thomsen et al., 2016). At each stage, a model must be ensured with considering both, actual and historical data. During site observation, we have conducted specific conductivity and temperature profiling, hydraulic head pH and O₂ content measurements, and sampling for complete geochemical analyzes. The LUPAL landfill has been subjected to a geological project “Monitorovanie environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Slovenskej republiky” (Kordík et al., 2016). A complete investigation (Fričovský et al. in Kordík et al., 2016) consisted of drilling, remote sensing, surface resistivity and atmogeochemical survey, soil sampling, hydraulic testing, analyzes of geomechanical properties and soil sampling.

Hydrogeological monitoring

A monitoring has been realized through January to August 2015 to cover hydrogeological seasonality of a site, i.e. winter groundwater deficit (snow cover) in January, groundwater saturation (snowmelt) in March to April, groundwater vertical fluctuation (late spring rainfall season) in May to June and groundwater deficit (hydrogeological drought) in July to August. We have used the SO-LINST TLC multiprobe for a groundwater level detection. Results have been evaluated in terms of piezometry and variation in hydraulic gradients in a surroundings. A regime has been analyzed by plotting a piezometric profiles in a section and accounting on a piezometric gradients in different directions.

Electric conductivity

With monotonous hydrogeochemical system, most of contamination records unexpected increase in total dissolved solids (TDS), which increases a bulk groundwater density. This is a case for soluble contaminants or contamination of specific density higher than that of a groundwater. In consequence, the groundwater table stratifies in an aquifer or borehole vertically by density gradient. An exception is a contamination with insoluble substances of density lower than a density of a water table, which form a separate phase at a top in a consequence.

The electric conductivity (syn. specific electric conductivity, electrolytic conductivity, specific conductance) is an indicator of TDS, as conduction in electrolyte depends on concentration of ionic species (Hyashi, 2003), their mobility, charge number and temperature (Mikita & Vybiral, 2007). If a vertical EC profiling processes in regular steps, the obtained result is a borehole electric conductivity log reflecting variation in groundwater density. Because of its correlation to TDS, the EC logging became a beneficial, low-cost tool in contamination survey and delineation, especially for sites where macrocomponent contaminants are leached to the groundwater.

We have used a SOLINST TLC multiprobe in regular 0,5m steps sank through the centre of a casing. This plots continuous conductivity record with possible sharp interfaces or progressive increase reflecting density behavior (Mikita, 2015). Measured EC is available for correlation with TDS, concentration of particular contaminants, or for principal component analysis application (Critto et al., 2003) if needed.

SITE INVESTIGATION

An entire site investigation is based on an initial recognition of combined aquifer of short-residency, shallow filtration and open hydrogeological structure. The aquifer associates with Quaternary deluvial sandy loams and sands at coefficient of filtration $k = 3 \cdot 10^{-5} - 1 \cdot 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$ and coefficient of hydraulic transmissivity of $T = 1.2 \cdot 10^{-4} - 1 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$ and weathered claystones to sandstones of the Paleogene Lubina Formation, where $k < 1 \cdot 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$ and $T < 5 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$ (Kubička et al., 1994; Fričovský et al. in Kordík et al., 2016).

Hydraulic head monitoring

Basically, the monitoring campaign covered keystone regime periods of a typical shal-

low-depth and short-residency hydrogeological structure, experiencing a hydrogeological deficit by snow-cover accretion, increased saturation through a snow-melt and variation in hydraulic head reflecting rainfall seasons or draught periodically.

A relative piezometric groundwater level increased through the January – March period, except the well VN148-3. The water table climb ($\Delta h_{\text{gw}} = 0.2 - 3 \text{ m}$) is a typical snow-melt. Later on, the increase ceased to April, as the vast snow melted has already entered the aquifer and the increase could had may come out of some rainfall. Through the rest of a monitoring period, the groundwater level dropped constantly. However, there is some difference in saturation and runoff regime seen (Fig. 3a).

Both, the VO148-1 and VN148-1 appear similar in a head response assuming similar permeability. A drawdown in April through June records aquifer saturation depletion ($\Delta h_{\text{gw}} = 0.2 - 3 \text{ m}$) after a snow-melt and rainfalls ran off the area and an infiltration zone began to suffer a hydrological drought lacking some considerable recharge. Yet the PGL-R clearly differs in rest of the wells. In VN148-3, the groundwater level decreases constantly. If we accept a low drainage permeability in the area, the drop may come with runoff of fall 2014 rainwater wave for which it took 2 months to get to the well from a recharge area. A local snow-melt water can supply an aquifer saturation around in March to April. It is well seen that the head increases through June to August at a minimum level ($\Delta h_{\text{gw}} = 0.1 - 0.2 \text{ m}$), just 2 months after a snow-melt and early spring rainfall wave runoff from the discharge zone, somewhat proving the assumed filtration period from infiltration zone. At the VN148-2, there is a slow but continuous PGL-R decline from April to August. Because of local geology, a combination of several reasons must be considered: a) the preferential runoff is to the W (to the VN148-4); b) there may be a groundwater filtration bifurcation creating narrow runoff channels in the SW direction, and; c) there is lower permeability around the VN148-2 well prolonging a filtration period. The VN148-4 well located by the Šášnatá tributary records the largest increase in a PGL-R in January through March ($\Delta h_{\text{gw}} = 3.2 \text{ m}$) due to early spring activation of the hydraulic communication between the well and a creek. As the hydrological draught sets on between June to August, the piezometric level drops dramatically with tributary exsiccation ($\Delta h_{\text{gw}} = 3.5 \text{ m}$).

Hydrogeological regime

The relative groundwater level implies different runoff direction regimes contributing on overall groundwater filtration in the entire area, yet along with spatial variation in permeability and sensitivity to recharge. Two trends are considered: the “east-west” (VO148-1 to VN148-3) and the “northeast-southwest (VO148-1 to VN148-4). There is a difference in piezometric gradient variation recorded for the E-W ($i_p = 0.18-0.2$) and NE – SW ($i_p = 0.09-0.95$) direction. Definitely, the E-W gradient responses faster, proving the E-W direction preferential. By plotting a groundwater level profiles (Fig. 3b-c), it appears the E-W direction follows a terrain topography. Because of the aquifer associates the Quaternary deluvial accumulations atop variously weathered Paleogene, bifurcation in that direction cannot be excluded. With the latter direction, the runoff is rather independent on a relief inclination, implying a bifurcation at insulated buried slope talus sand bodies in a consequence. This identifies the E-W direction preferential (at least at a given knowledge).

Electric conductivity logging

Previous reports (Kubička, 2007; Žitňan, 2012) concluded continuous decrease in electrolytic conductivity and difference between ST-1 and ST-2 or ST-3 wells respectively as a system approached a steady-state referring to contamination ceasing.

We have performed a complete borehole logging for electric conductivity in March, April, June and August. Except the VN148-1, logs plot in similar patterns in time (Fig. 4). With the VN148-1 well, the electric conductivity varies $EC \approx 108 - 115 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$ in March (local maxima) to $EC \approx 108 - 115 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$ in June (local minima). A profile of March records a normal vertical distribution and increase of EC with depth, whilst in April and June, the log performs as stabilized (constant). The first record is probably consequent to slow groundwater filtration and deficient aquifer saturation, which drives the EC, TDS and formation of density gradient in a water table. At such conditions, interaction of effective borehole radius with the waste plays rather an uncertainty, regardless of direct dissolution or counter-flow incidental contamination diffusion. A logging, however, recorded an apparent sharp interface (A) in August at depths of 13 – 14 m ($EC = 82 \rightarrow 88 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$) that is, a 7% increase.

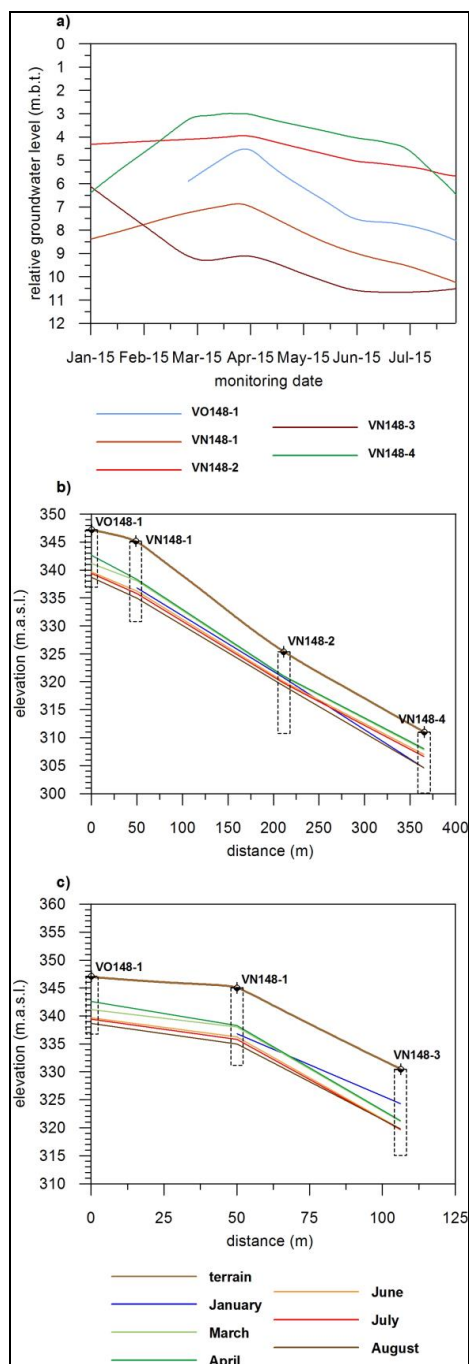


Fig. 3 Relative groundwater level variation (a) and piezometric profiles in E-W (b) and NE-SW direction (c).

Obr. 3 Zmeny v relatívnej hladine podzemnej vody (a) a priebehu piezometrických profilov vo V-Z (b) a SV-JZ smere (c)

An increase, compared to profiles of April and June may be assigned to: a) groundwater diffuse enrichment with contamination; or b) anisotropy in combined aquifer saturation. The latter may control a different groundwater filtration velocity in deeper parts of less permeable (sandy) claystones, which increases a TDS normally by prolonging a storage period in aquifer.

The VN148-2 well is situated ≈ 150 m to the SW from the VN148-1. A baseline for consideration is: a) there is a slower groundwater filtration to the SW compared with the W trend; b) a random bifurcation with lack of reservoir rewashing must be expected; c) the well is on the outer margin of the landfill; thus, d) groundwater must be of higher TDS, density and EC either because of its normal enrichment or contamination. Indeed, the logs show the conductivity varying in $EC = 97 - 104 \text{ mS.m}^{-1}$ (June) to $EC = 182 - 186 \text{ mS.m}^{-1}$ (August). The increase compared to VN148-1 is most pronounced in August at a fold of 2.5. Both interfaces (B, C) are at a top of a water table (Fig. 4) and may be indicative of a rainwater effect. In deeper parts, the profile appears stabilized or increases progressively, even above a mean tolerance value ($EC = 125 \text{ mS.m}^{-1}$). The difference in EC compared to VN148-1 is too high for normal enrichment. Then, the contaminants dissolved may not be of a concentration and charge high enough to skew the profile with sharp interfaces by disturbing a continuous density gradient, or there aren't contaminants causing a profile deviation (such as chlorides).

With the VN148-3, the electric conductivity profiles appear similar in absolute values to those of VN148-1 or are rather lower, at $EC = 60 - 62 \text{ mS.m}^{-1}$ in June to $EC = 96 - 97 \text{ mS.m}^{-1}$ in August. Two interfaces (D, E on Fig. 4) in March and April record an increase in EC of 8% and 21% at depths of 13 - 14 m and 14 - 15 m respectively. It is possible the March monitoring records early snowmelt runoff stage or winter deficiency (by ± 2 months of groundwater residency) at low groundwater stand, which increases the EC. In April, the EC drops by dilution in a source zone with snowmelt and spring rainfalls, which continues to June. In August, the EC increases with building up the saturation deficiency and drop in piezometric gradient between April ($i_p = 0.2$) and August ($i_p = 0.16$). Yet a possible effect of time-variable bifurcation must not be neglected.

In VN148-4, the electric conductivity is within a range of $EC = 52 - 54 \text{ mS.m}^{-1}$ (June) to $EC = 83 - 84 \text{ mS.m}^{-1}$ (August). The well is installed ≈ 350 m SW from the VN148-1 and ≈ 200 m SW from the VN148-2 in a direction of a hydraulic

gradient. Through the monitoring period, the profile keeps stabilized in shape at relatively low conductivities, lacking some sharp interface record. Apparently, this may be explained by: a) intense dilution of a groundwater profile at hydraulic communication with the Šášnatá tributary, b) mixing of groundwater from the landfill with facies originated in a nearby region or; c) by natural attenuation of contaminants between VN148-2 and VN148-4 wells. We rather prefer a combination of all scenarios depending on a particular month. Mixing and dilution may realize up to June. The increase in August appears as resultant to draught and aquifer saturation deficiency, building up the EC in a profile.

A concern has been paid to a seepage at a SW slope of the landfill (a monitoring point PV148-41), described first in (Kubička et al., 1994), which forms through a heavy rainfalls (Fig. 5). This has been observed in March and April only, yielding conductivities of $EC = 183 \text{ mS.m}^{-1}$ and $EC = 163 \text{ mS.m}^{-1}$ respectively. The conductivity is far above a nameplate conductivity of a rainwater ($EC = 1 - 10 \text{ mS.m}^{-1}$), thus its groundwater (seepage) origin is fairly reasonable. These values are, moreover, similar to those measured at VN148-2.

GROUNDWATER CHEMISTRY

A sampling campaign has been realized in April and June on groundwater and seepage sample(s). In CSM praxis, there are two possible approaches in analysis of contamination extension: a) to consider an analysis due to a given limit value (here as to a Directive 1/2015-7 defining indicative - ID and intervention - IT criteria), or; b) by comparing wells in reference, source and indicative zones. Both, the sampling and EC monitoring should be of reciprocal correlation. We list a key geochemistry components in Table 1.

Analytical results

There is an increase in macrocomponents and rare elements between the reference well VO148-1 and VN148-2, that is most pronounced by comparing positive April and June differences in concentration of ($\delta\text{Cl}^- = 1500 / 980 \%$), sulphate ($\delta\text{SO}_4^{2-} = 846 / 670 \%$), sodium ($\delta\text{Na}^+ = 364 / 228\%$) and boron ($\delta\text{B}^- = 3640 / 3500 \%$). Within siliciclastic environment which forms the aquiferous horizon, the enrichment cannot be of natural character, implying groundwater interaction with a landfill and leaching of contaminants. The smaller relative difference in June may be

attributed to general increase in absolute concentrations of analyzed elements at the VO148-1 well. Indeed, differences in absolute concentrations at the VN148-2 well are all below 20%, except a zinc. Comparing VO148-1 and VN148-4, concentrations increase in the indicator well in April, however, a sampling in June recorded only Sr^+ , Ca^{2+} and Na^+ of significant difference. Concentrations decrease towards the VN148-4. Largest drops at VN148-4 were recorded for chlo-

ride ($\delta\text{Cl}^- = 92\text{-}93\%$), sulphate ($\delta\text{SO}_4^{2-} = 92 / 94\%$), sodium ($\delta\text{Na}^+ = 75 / 76\%$), boron ($\delta\text{B} = 95 / 96\%$) and TDS ($\delta\text{TDS} = 52 / 57\%$). By comparing VO148-1 with VN148-3, there is a general increase in monitored constituents (Tab. 1), proving a direction of contaminated water flow direction to the W as well. In comparison to VN148-2, concentrations are lower, except a typical $\text{NH}_4\text{-NO}_3$ reciprocal variation.

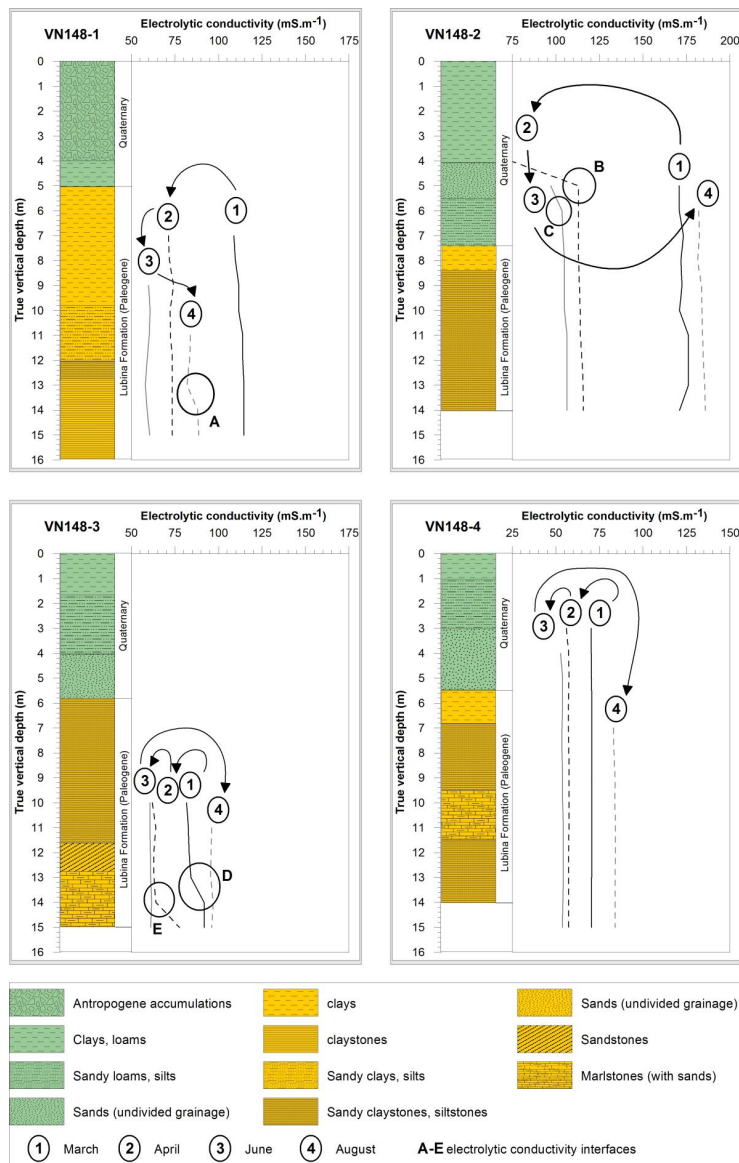


Fig. 4 Electric conductivity vertical profiles (logs) measured through an investigation period
Fig. 4 Profily elektrolytickej vodivosti merané v priebehu monitorovacieho obdobia



Fig. 5 Landfill contaminated seepage at a SW wall foothill
Obr. 5 Kontaminované zamokrenie pod JZ stenou skládky

Tab. 1 Groundwater / seepage chemical analysis compared to limit values by Directive 1/2015-7
Tab. 1 Porovnanie chemických analýz podzemných vôd a priesakovej kvapaliny s ID a IT limitmi Smernice 1/2015-7

ID	VO148-1	VN148-1	PV148-41	VN148-2	VN148-3	VN148-4	VO148-1	VN148-1	VN148-2	VN148-3	VN148-4	ID	IT	Unit
	04/15	04/15	04/15	04/15	04/15	04/15	06/15	06/15	06/15	06/15	06/15			
DTM	04/15	04/15	04/15	04/15	04/15	04/15	06/15	06/15	06/15	06/15	06/15			mg.l ⁻¹
pH	6.63	6.83	7.11	6.67	7.13	7.16	6.7	6.93	6.61	7.07	6.98	-	-	mg.l ⁻¹
EC	57.5	108.6	128.6	198.2	93.9	86.2	95.1	90.5	203	98.4	87.7	200	300	mg.l ⁻¹
NH ₄	0.05	0.07	0.48	0.07	0.04	0.04	20.2	0.06	0.07	0.05	0.05	1.2	2.4	mg.l ⁻¹
Cl	14.8	68.2	28.5	237	55	17.2	21.1	54.1	228	48.6	18.2	150	250	mg.l ⁻¹
NO ₃	80.9	31.3	100	14.1	64.8	1.02	2.52	45.7	15.3	63.3	3.36	-	-	mg.l ⁻¹
SO ₄	33.4	116	119	316	107	84	39.6	77.5	305	106	77.9	-	-	mg.l ⁻¹
HCO ₃	270.2	547.2	684.4	777.8	417.2	549	554.5	383.7	738.1	401.4	500.2	-	-	mg.l ⁻¹
COD-Mn	3.7	1.6	8.3	3.1	0.7	0.5	13.6	0.7	3.1	-	<0.5	5	10	mg.l ⁻¹
Na	12.62	29.14	27.65	58.61	20.14	14.6	19.28	20.84	63.33	23.11	15.19	-	-	mg.l ⁻¹
K	1.66	0.53	52.41	1.97	1.05	1.48	7.14	0.44	1.99	1.14	0.59	-	-	mg.l ⁻¹
Ca	76.83	170.9	154.7	262	139.7	126.3	115.3	141	316	143.1	126.6	-	-	mg.l ⁻¹
Mg	19.55	27.15	44.85	73.09	29.45	39.28	32.93	22.46	76.16	31.06	39.39	-	-	mg.l ⁻¹
Mn	0.004	0.443	0.006	0.051	-	0.008	0.297	0.024	0.042	-	0.002	-	-	mg.l ⁻¹
SiO ₂	9.83	14.32	10.48	16.59	11.66	10.06	14.39	15.71	19.94	13.93	12.61	-	-	mg.l ⁻¹
Li	<0.01	0.015	0.042	0.055	0.02	0.018	<0.01	0.011	0.053	0.019	0.015	-	-	mg.l ⁻¹
Ba	0.078	0.08	0.09	0.049	0.081	0.134	0.091	0.085	0.052	0.084	0.121	1	2	mg.l ⁻¹
Sr	0.181	0.279	0.415	0.478	0.256	0.403	0.228	0.246	0.509	0.279	0.393	-	-	mg.l ⁻¹
B	0.019	0.138	0.866	0.711	0.101	0.025	0.02	0.059	0.728	0.108	0.025	0.5	5	mg.l ⁻¹
Al	0.022	0.031	0.049	0.032	0.022	0.073	-	-	0.021	-	-	0.25	0.4	mg.l ⁻¹
As	-	-	1.2	-	-	-	4	-	-	-	-	50	100	µg.l ⁻¹
Sb	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	30	50	µg.l ⁻¹
Cu	4	4.1	13.6	2.2	-	-	-	-	-	-	-	1000	2000	µg.l ⁻¹
Ni	-	4.92	5.11	3.58	-	-	2.37	-	2.52	-	-	100	200	µg.l ⁻¹
Zn	7.21	12.2	28.83	6.15	4.22	7.7	4.25	4.48	62.14	2.19	2.65	1500	5000	µg.l ⁻¹
TDS	539.4	1032	1296	1782	852.7	853.5	884.8	768.8	1841	835.6	798	2000	3000	mg.l ⁻¹

A boron is typical indicator of contaminated groundwater (Mikita & Bartoň, 2015) interacting with landfill or ponds, as its limit concentration value in a pure groundwater may reach up to 0.4 mg.l⁻¹. Only VN148-2 well and a seepage sample PV148-41 recorded concentrations about a limit value, distinctly different to other measurements.

Yet seasonal agricultural works must be considered in a region, as rapeseed, wheat and hordeum planting extends within the entire reference and indicatory area, W and SW from the landfill. In June, increased NH₄, Mn and COD-Mn at the VO148-1 may partially come with application of fertilizers. Still, increased concentrations of constituents in VO148-1 may be explained by activation of diffuse contamination cloud extension counter the general groundwater direction. Meanwhile increased NO₃⁻ concentrations shall be analyzed in a future.

Limit values analysis

Groundwater samples had been analyzed by limit values defined in the Directive 1/2015-7. The indicatory criteria or limit value (ID) identifies a constituent in a groundwater which concentration is above a normative and which abundance in water or soil samples, including stream deposits, requires detailed study on its origination. The intervention criteria or limit value (IT) for a water or soil sample constituent which concentration calls for onward remediation activities. Sampling revealed the chloride concentrations in VN148-2 are above the ID limit (Cl⁻ = 228 and 237 mg.l⁻¹). Simultaneously, the boron records concentrations above the ID limit as well in PV148-41 (B⁻ = 0.866 mg.l⁻¹) and VN148-2 (B⁻ = 0.711 and 0.728 mg.l⁻¹ respectively). In June campaign, the NH₄ exceeded ID limits in VO148-1, most probably as a consequence of fertilization as the pH compared to April is somewhat equal. Its origin in a loading can not, however, be excluded. We assume the same origin of high COD-Mn at VO148-1.

RESULTS: CONCEPTUAL SITE MODEL

Defining CSM components

In CSM conduction, site reckon, and analysis of geological, hydrogeological and geochemical conditions played crucial momentum in definition

of key components (Tab. 2) as follows:

- a reference zone: SW-oriented slopes of hilllands between the LUPAL and the II/581 road
- a source zone: a landfill body including its W and SW oriented walls
- an indicatory zone: assumed to the W and SW off the landfill towards the Šášnatá left and right tributaries
- master contamination indicators: EC, Cl⁻, B⁻, SO₄²⁻, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺
- master recipients: groundwater in shallow and short-term local filtration regime
- master receptors: combined Quaternary – Paleogene local aquifer, infiltrated rainfalls, low permeability host rocks and soils, topsoil profile, living forms
- primary transport pathways: groundwater flow, diffusion, rainfall infiltration, seepage
- primary exposure pathways: ingestion.

Contamination character and generation

Landfill material represents a master source of contamination. Because of piezometry variation (Fig. 3) it is possible that the groundwater interacts with a material directly rather at the outer margin of a landfill (NE to E margin). During spring snowmelt seasons and in periods of heavy rainfalls (spring, late fall), infiltrations leach contamination in vertical flow towards an aquifer through the entire source zone. Due to a breakthrough between a source and indicatory zone (app. 2 months), increased concentrations are expected in April (snowmelt), July – August (spring rainfalls) and December – January (fall rain season), depending on aquifer saturation.

Because of vertical anisotropy in permeability and grainage, including differentiation of weathered / loosening zone, it is possible the contamination does not form a compact, but dispersed cloud, extended in a trend of preferential groundwater flow and orientation of groundwater bifurcation channels. These associate with insulated Quaternary sands (slope talus) and intensively weathered zones in Paleogene part of profile (Fig. 6).

Tab. 2 CSM components definition and spatial distribution at LUPAL site**Tab. 2 Priestorové vzťahy základných prvkov koncepcného modelu na lokalite Lubina – skládka KO Pačkové**

Conceptual site model component	Reference zone	Source zone	Indicatory zone
Contamination recipients	groundwater in shallow and short-term local hydrogeological regime		
Contamination receptors		rainfalls	
	local combined Quaternary and weathered zone Paleogene aquifer		
			topsoil profile
			living forms, plants
Contamination transport pathways	low permeability rocks and soils in saturated and unsaturated zone		
		groundwater flow	
		diffusion	
		rainfall infiltration	
Contamination exposure pathways			seepage / leakage
			ingestion
Sampling objects	groundwater, topsoil profile	groundwater, surface water (leaks), topsoil profile	groundwater, topsoil profile

A transport regime

A groundwater flow represents a master transport pathway for contamination, realizing continuously. Bifurcation between insulated sandy forms applies rather than a planar splashing or flow typical e.g. in fluvial accumulations (Fig. 6). A flow to the west represents a constant preferential direction at higher velocities. Most probably, more channels approach near the VN148-3 reducing resultant contaminations compared to VN148-2, where a mass flow realizes in low-permeable environment, supposingly, in a few channels only. While lacking a saturation, dilution is not as intense in the SW direction, or, probably, does not apply at all. Within an indicatory zone, it is possible that more groundwater flow channels meet near the VN148-4 well, contributing on contamination dilution amongst a seasonal impact of its hydraulic communication with the Šášnatá tributary.

A diffusion is expectable in a E-NE direction, counter the general flow. We assume the diffusion is active through hydrological and hydrogeological draughts in summer and winter months, somewhat explaining increased concentrations of arsenic, nickel and antimony in VO148-1. Still, the diffusion takes part in a confined groundwater body. A real effect of the process is, however, a matter of uncertainty because of a seasonal external contamination propagation by fertilization and a nearby heap composting. Unlike in a case of groundwater flow, we rather assume mobile

constituents to contribute on an overall diffusion.

Local leakage and seepage has been partially discussed above already. We assume that both do contribute on contamination transition seasonally. Slope leaks form in heavy rains when bifurcation channels get saturated shortly after a few days. Local depressions below a landfill wall fill with contaminated groundwater drained by several bifurcation channels or weathered Paleogene zone. In case drainage leaks flow over, a contamination leaks cross the field road forming several plashes (Fig. 7), where contaminants infiltrate through the ploughed topsoil easily and may reach a confined zone (Fig. 8). Then, the contamination is, at some magnitude, transported by a groundwater flow again.

Extension, fate, and attenuation

Contamination transport regime reflects hydrogeological regime and geological conditions in soils and weathered rocks. Its vertical delineation is easily predictable by position of weathered zone in Paleogene Lubina Formation. Because of its predominantly pelitic character, unloosened and unweathered claystones, siltstones and marlstones do not simply provide conditions for contamination accumulation or transition. There is, however, a question of its lateral extension.

At least two processes control the extension and fate of contaminants. An initial concentration depends on leaching intensity in a source zone, either by vertically infiltrating rainfalls or contin-

uous groundwater-landfill material contact. Dilution is presumable mostly in W groundwater flow direction, as bifurcation channels are expected to intercept along with more intense mass flow. Obviously, the rate of dilution itself depends on an initial concentration and uncontaminated mass available during transport. For secondary infiltrations originated at a topsoil phashes W and SW from the VN148-2 well, concentration in leaks beneath the landfill wall is crucial. Towards the VN148-4 well, the dilution effect is expected to be controlled again by intersection of bifurcation channels and available uncontaminated groundwater or infiltrated riverbed water of the Šášnatá tributary.

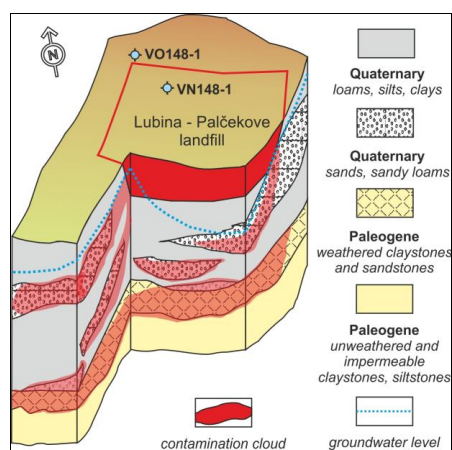


Fig. 6 LUPAL: contamination cloud block-model
Obr. 6 LUPAL: schéma distribúcie kontaminácie

In fact, the dilution is one of processes accounted in overall natural attenuation capacity of a site in hosting the contamination. Another process is sorption of contaminants at pelite (clay) minerals, especially referring to rare elements (Hg, Pb, Sn, Fe, Ag, Li etc.). Obviously, deluvial formations are dominant in clays, and the sorption capacity is expected high in Paleogene profile as well. Topsoil documentation (Fričovský et al. in Kordík et al., 2006) identified a topsoil as clays. To remark, in a text above, we have repeatedly spelled sandy bifurcation channels. That is a correct statement, however, a clay proportion in deluvial sands must not be omitted. Then, the sorption realizes regardless of direction. The highest sorption effect is expected within the indicatory zone in a phaeatic soil and topsoil profile, or along a W and SW margin of the landfill body in a source zone, where the groundwater level is predominantly below the material and infiltrations must slowly transit through variously thick deluvial ac-

cumulations.

Unfortunately, studies on mineral assemblage have not been performed in a exploration and monitoring of a site. Within siliciclastic environment, it is possible that Ca^{2+} and Na^+ alternate in formation of sodic clays, or the Ca^{2+} enter alkali silicates. Other alteration is expectable for K^+ and Na^+ in formation of Na- and K- silicates. However, cross-plotting of cations (Tab. 1) gives skewed and a moderate correlation only, implying their secondary source. It is, thus, impossible to account an effect of local low temperature alteration processes in groundwater.

Defining contaminants, especially those of high specific density, such as chlorides or boron, tend to occupy deeper parts of a water table, hereby referenced to weathered Paleogene at variable connectivity. Both do not enter chemical reactions at low temperatures, neither they form solid phases and contribute on density gradient formation in a water table. In this case, they may be used as contamination tracers. High density water table can, however, keep occupying void pores or unconnected fractures and cracks at a bottom of the aquifer, decreasing resultant concentrations in monitoring and observation wells. This skews a resultant attenuation capacity of an environment, as high density contamination cloud can be expelled with reaching a saturation capacity of the aquifer. Indeed, accommodation of contaminants cannot then be accounted in a real attenuation potential evaluation.

Contamination concentrations decreases significantly with distance from a source zone (here traced by EC, and chlorides, Fig. 8), as a combination of dilution, sorption and, most probably, contamination accommodation. Then, vulnerability of receptors must decrease with distance as well, fairly pronounced in SW direction.

Receptors and exposure

Site analysis (presented in Tab. 2) gave a brief review on receptors and their position within a horizontal scheme of the environmental burden and its local environment. A groundwater in an aquifer is identified as most vulnerable and at continuous exposure to contamination because of its position and regardless of a seasonal period. Of course, its vulnerability is seasonal and decreases with distance from a source zone, towards margins of indicatory zone (Fig. 9). If accommodation of dense contamination is accepted, low-permeability and low-connectivity profile represents another contamination receptor exposed directly.

In case of secondary infiltration (Fig. 7), phaeatic topsoil profile may be considered as a receptor because of its attenuation capacity near contaminated splashes. To describe a CSM completely, a phaeatic deluvium in a source zone cannot be excluded as a potential receptor, vulnerable in rainfall seasons.

Local plants in an indicatory zone represent the master biotic receptor by their root systems, receiving contamination by capillary rise. The vegetation in a source zone, especially close the contaminated leaks shows a damage already. Exposure and vulnerability are, however, time-variable. A problem of local wildlife (hares, roe deers, wildboars and birds) exposure plays a significant uncertainty and has not been studied yet. It is, however, expectable that wildlife can be exposed by ingestion while drinking a contaminated splashes or leaks.

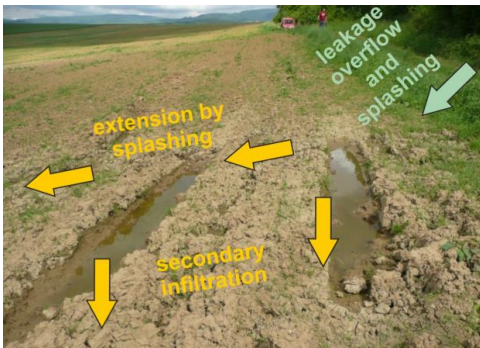


Fig. 7 LUPAL: seasonal contaminated splashes
Obr. 7 LUPAL: sezónne kontaminované zamokrenia

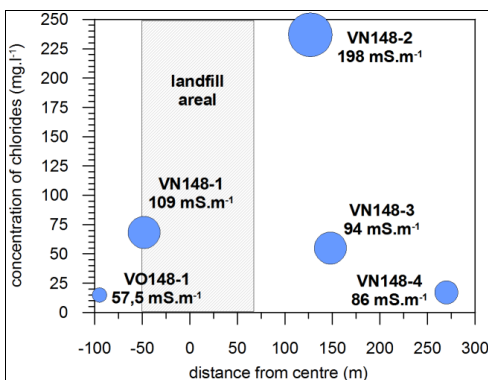


Fig. 8 Chloride spatial distribution in April 2015
Obr. 8 Distribúcia chloridov v apríli 2015

A question of a public risk

Environmental loads represent distinguishable environmental hazards and barriers for an urban development and a public health if located near or within residential areas. At a status quo, a nearest seat is almost 2 km to the W from a site, thus the LUPAL plays no risk for a public in a town. No plans on developing residences or a direct use of locality are known. As the entire region is deficient in groundwater and does not provide conditions to form at least a local drinking water reservoir, we do doubt a possibility of direct risk on a public by ingestion.

Master uncertainties

A presented CSM for the LUPAL site accounts several uncertainties, related to monitoring and observation system setup and lack of continual data. According to conducted monitoring and position of wells W and SW from the landfill areal, it is obvious at least two key bifurcation channels including groundwater flow realize, defining the W direction preferential, however, there is a lack of data to prove or contest existence of others. This is, however, a persistent uncertainty, as there are no plans to upgrade a monitoring system.

A question of diffusion is a key uncertainty at an E and NE margin of a landfill areal. There are indices on its activation during draught periods (summer, winter) observed at the VO148-1 well where concentrations of contamination indicators increase. Elimination of the uncertainty requires a long term monitoring and consideration of fertilization effect on groundwater at the inlet into the system.

Questions may also arise about an effective interaction of VN148-1 well with a leachate at the landfill. Concentrations of indicators, such as Cl⁻ or EC values from sampling are above those measured in an indicatory zone. A possible explanation may be found in a local groundwater contamination by a direct contact with a cloud or by diffusion. Elimination of this uncertainty needs additional monitoring campaigns.

Besides conducted analyzes, there may be a problem with indicatory zone delineation with a respect to seasonal attenuation capacity of a site, for which a dilution (dependent on an available groundwater mass) is a crucial factor. By all indices (e.g. Fig. 4 and 8), the contamination disperses and is attenuated towards SW margin of the

indicatory zone. Yet its western margin in a field remains somewhat questionable due to lack of flow regime and existence of more bifurcation channels in a W direction. Again, more monitoring is required.

CONCLUSIONS

The Lubina – Palčokove (LUPAL) landfill site has been subjected to a seasonal and short-term development and monitoring conduction in 2015 (Fričovský et al. in Kordík et al., 2016; Kordík et al., 2016) to succeed previous exploration and monitoring campaign (Kubička et al., 1994). Field works focused at drilling new monitoring wells replacing objects from a year of 1994, devastated with time, and conduction of simple in-situ measurements of specific conductance (EC), groundwater level monitoring and sampling.

Drilling has proven prevailing Quaternary deluvial silts with minor insulated slope talus sandy channels over fluvial immature levee (Fig. 1 and 9) covering weathered to compacted Paleogene Lubiná Formation typical with mudstones and rare sandstones or sands, limiting a hydrogeological regime to local-scaled, shallow and short-termed. By piezometric measurements, it appears it is strongly a snowmelt-rainfall dependent, suffering to seasonal draughts in summer and winter (Fig. 3a). In combination with geology, groundwater flow realizes in insulated bifurcation channels rather than in a model of planar flow, moreover, a W direction of flow, towards VN148-3 appears a preferential (Fig. 3 b-c). Conductance logging (Fig. 4) provided evidence on secondary groundwater contamination in VN148-2, later proven by chemical analyzes, however, at a magnitude too low to cause sharp interfaces in groundwater table density. EC logs within the entire region have shown similar trends in decline through periods of greater aquifer saturation (snowmelt and rainfall runoff), increasing EC at draught culmination in August. Groundwater and leakage water sampling (Tab. 1) has proven the Cl⁻, SO₄²⁻, Na⁺, K⁺ and rare elements such as As, Sb, Sr as contamination indicators. Concentration of contaminants increases distinctly towards VN148-2 and PV148-41, where the latter forms as drainage contaminated groundwater leaks in heavy rains at SW foot of the landfill wall (Fig. 5). There is a moderate correlation of EC versus B⁻ and Sr ($R^2 = 0.64-0.71$) and strong EC versus Cl⁻, SO₄²⁻, Na⁺ and TDS ($R^2 = 0.88-0.98$), prov-

ing the Cl⁻, B⁻ and EC as contamination tracers at specific site conditions. By EC analysis (Fig. 4 and 8), the magnitude of contamination decreases with distance from a source zone significantly, as a consequence of attenuation (most probably where dilution is a crucial factor, or, at least, combined with sorption of rare elements on clay minerals) and high-density contamination short-term accommodation at a reservoir base, where fracture connectivity and permeability is expected to drop rapidly. Because of limited permeability, the contamination cloud does not form a solid body, but extends in channels along bifurcation profiles (Fig. 6).

Synthesis of geological, hydrogeological, geochemical and geophysical data (Fig. 9) gives initial CSM for the LUPAL site. A contamination forms by direct landfill material leaching in E and NE part of the areal, in seasonal combination with formation of contaminated planar infiltrations during rainfall. Groundwater movement in W and SW direction represents a primary transport pathway in separate bifurcation channels especially in Quaternary sands and Paleogene high-connectivity fracture zones (Fig. 7). Low permeability in SW direction (VN148-2, PV148-41) reduces effect of possible attenuation by lacking a source for dilution, compared to different situation to the W (VN148-3). In rainfalls, saturated combined aquifer is drained in terrain depressions near the VN148-2 well, containing contaminated water (Fig. 5), splashed in long-term and heavy rains to the nearby field (Fig. 7), forming secondary plashes where contaminants may infiltrate through a ploughed topsoil profile and join groundwater flow again. An effect of attenuation is well read by concentrations recorded at VN148-4 (Tab. 1). Meanwhile, groundwater has been identified as a key contamination receptor (Tab. 2), with vulnerability decreasing with distance from the source zone (Fig. 9). A contamination extension poses a risk on base weathered rocks and topsoil profile as well, however, it is assumed of low risk for a local biota, especially wildlife and plants (direct ingestion or exposure by capillary rise). Because of a distance from the nearest residential area (Stará Turá) which is approximately about 1.7-2 km, the environmental loading poses a minimum or no risk on a public health. Even after combined monitoring, uncertainties still remain with a reference to seasonal variation in indicatory zone delineation, existence of more bifurcation channels between the source

and the indicator zone, and effect of diffusion in low groundwater stands (hydrogeological and hydrological draught seasons).

A conducted CSM has also shown how relatively cheap in-situ electric conductivity (syn. conductance) logging and measurements can easily contribute on overall contamination analysis and delineation. Obviously, in case of contaminants increasing a bulk groundwater density and formation of a density gradient. Use of EC in combination with piezometric studies and (low frequency) sampling can therefore be a useful

tool at sites where dumps and landfills form an environmental loading. The integrated conceptual site model provides a basis for onward site monitoring optimization for next 5 years long period. Additionally, in case of available financial resources, the CSM (Fig. 9) recommends installation of observation objects (hydrogeological and monitoring wells) towards inferred contamination extension zone, or, as pronounced within the text, between objects of VN148-2 and VN148-3 to cover uncertainties in source zone runoff regime.

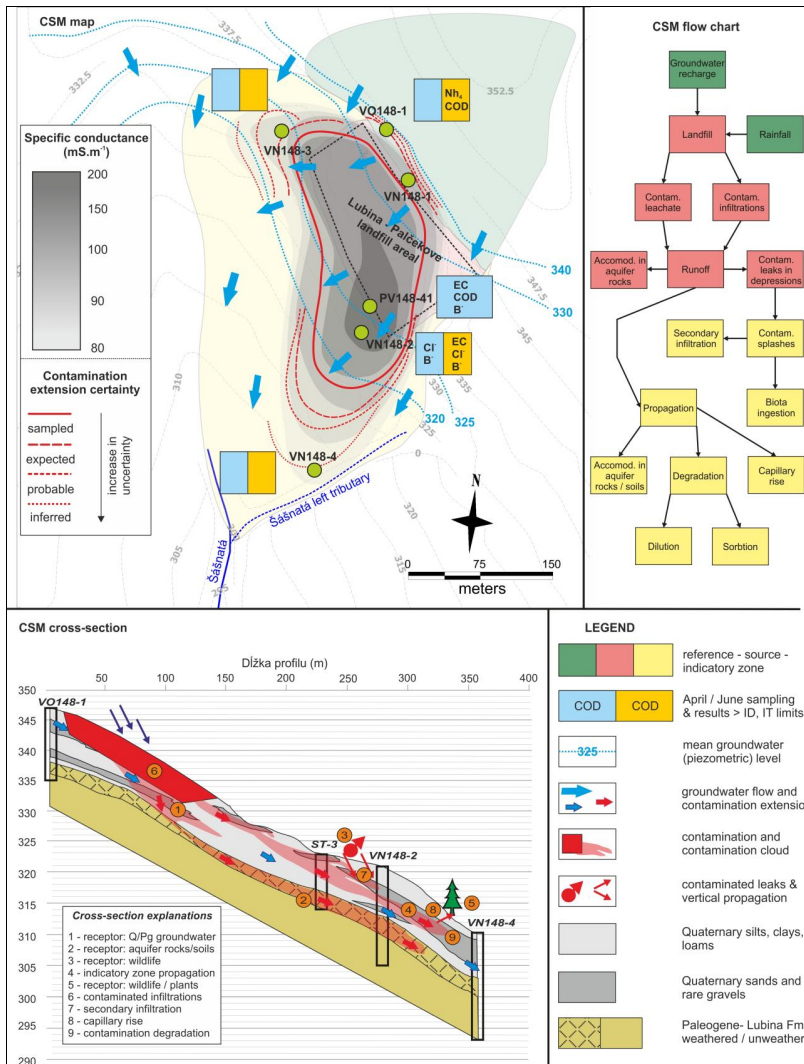


Fig. 9 Lubina – Palčekove, conceptual site model in map, flow-chart and cross-section as based on field measurements and analytical results
Obr. 9 Schéma koncepčného modelu lokality Lubina – Palčekove v plošnej mape, flow-diagrame a na pozadí geologického rezu na základe terénnych meraní a výsledkov chemických rozborov

ZHRNUTIE

V rámci projektu Monitorovanie environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Slovenskej republiky bol optimalizovaný monitorovací systém na skládke TKO Lubina – Palčekove. Geologickú stavbu budujú jemnozrnné deluviálne sedimenty s izolovanými polohami pieskov až piesčitých štrkov prechádzajúce na JZ do siltov a pieskov údolnej nivy prítoku Šášnatej; v podloží vystupujú zvetrané, nižšie kompaktné kalovce a pieskovce Lubinského súvrstvia. Z monitoringu hladín podzemných vôd vyplýva bifurkačný typ režimu prúdenia s preferenčným smerom na západ k vrtu VN148-3, kým v JZ smere k vrtu VN148-2 je odtok výrazne pomalší. Monitorovanie elektrolytickej vodivosti, využívajúce princíp hustotného gradientu na základe prirodzených, respektíve neprirodzených zmien v celkovej mineralizácii vodného stĺpca poukazuje na výraznú zonálnosť a vysoké hodnoty EC v okolí vrtu VN148-2, čo poukazuje na preferenčný smer transportu kontaminácie a vysoký účinok nariedovania v západnom smere. Spoľahlivými indikátormi kontaminácie interakciou podzemných vôd alebo zrážok s materiálom skládky sú vysoké hodnoty EC, Cl⁻, B⁻, SO₄²⁻, Na⁺, Ca²⁺ a prítomnosť stopových prvkov (As, Sr, Cu, Ni, Hg, Li) vo vrte VN148-2 a kontaminovaných priesakoch zo skládky (PV148-41). Je rovnako možné predpokladať, že v smere k prítoku Šášnatej dochádza k výraznej degradácii kontaminácie, ktorá má charakter disperzného, rozvetveného kontaminačného mraku viazaného na priepustnejšie polohy pod hladinou podzemnej vody, vplyvom nariedovania, sorbie stopových prvkov na ílovej prímеси v zvodni, a dočasnej akumulácie mraku s vyššou hustotou v nízkopriepustnej zóne paleogénnych zvetralých sedimentov. Skládka nepredstavuje hrozbu pre obyvateľstvo, za biotické receptory je možné označiť rastliny prijímajúce kontamináciu kapilárnym vzliňaním cez koreňové systémy zo zvodne alebo pri vylievaní kontaminovaných priesakov, respektíve živočíchy prípadne požívajúce kontaminované vody v okolí dokumentačného bodu PV148-41.

Acknowledgement

Authors kindly like to thank following colleagues from the State geological institute of Dionýz Štúr for their support in completing the submission and field contribution: Mgr. Natália Bahnová and Mgr. Erika Kováčová, PhD.

(Dept. of hydrogeology and geothermal energy), Mgr. Ivan Dananaj, PhD. (Dept. of engineering geology), Juraj Melicherčík and RNDr. Marián Zlocha, CSc. (Dept. of younger geological units), Mgr. Michal Jankulár, PhD. (Dept. of Environmental geochemistry).

REFERENCES

- ACT No. 569/2007 Coll. on Geological works (geological act), Ministry of the Environment of the Slovak Republic.
- CRITTO, A., CARLON, C., MARCOMINI, A., 2003. Characterization of contaminated soil and groundwater surrounding an illegal landfill (S. Giuiliano, Venice, Italy) by principal component analysis and kriging. *Environmental Pollution*, 122 (2003), p. 235-244
- DIRECTIVE No. 1/2015-7 of the Ministry of the Environment of the Slovak Republic of 28th January 2015 on Risk Analysis conduction for contaminated site
- EUROPEAN DIRECTIVE No. 2004/35/EC of the European Parliament and of the Council of 21 April 2004 on environmental liability with regard to the prevention and remedying of environmental damage
- FRIČOVSKÝ, B., GUMÁŇOVÁ, J., FORDINÁL, K., ŠEFCÍK, P., DANANAJ, I., BAHNOVÁ, N., JANKULÁR, M., KOVÁČOVÁ, E., 2016. Lokality: MEZ 148, Lubina – Skládka KO Palčekove, príloha k záverečnej správe. In: Kordík J. et al. (2016), Monitorovanie environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Slovenskej republiky, Záverečná správa, Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, Bratislava, *in press*.
- GILLESPIE, J., NELSON, T., MAYO, A.L., TINGEY, D.G., 2012. Why conceptual groundwater flow models matter: a trans-boundary example from the arid Great Basin, western USA. *Hydrogeology Journal*, 20 (2012), p. 1133-1147
- GUMÁŇOVÁ, J., FRIČOVSKÝ, B., 2015. Prvé výsledky z monitoringu environmentálnej záťaže a konsekvencie pre koncepčný model lokality Lubina – skládka TKO Palčekove. In *Geochémia 2015 – zborník vedeckých príspevkov z konferencie*, State geological institute of Dionýz Štúr, Bratislava, p. 48-52
- HELMA, J., JÁNOVÁ, V., PACOLA, E., FRANKOVSKÁ, J., 2010. *Problematika environmentálnych záťaží na Slovensku*. Slovenská agentúra životného prostredia, Banská Bystrica, 60 p., ISBN 978-80-88850-98-4
- HYASHI, M., 2003. Temperature-electrical conductivity relation of water for environmental monitoring and geophysical data inversion. *Environmental monitoring and assessment*, 96, p. 119-128
- KORDÍK, J. ET AL., 2016: *Monitorovanie environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Slovenskej*

- republiky. Závěrečná správa, Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, Bratislava, *in press*
- KUBIČKA, P., POTYŠ, Z., PLEKANEC, P., 1994. *Stará Turá, skládka TKO – Vplyv skládky na podzemné vody a horninové prostredie, časť B: Hodnotenie stavu nakladania s odpadmi v lokalite a návrh systémových a technických opatrení*, HGP. Závěrečná správa, Snežnica: HYDRODATA, Archív Geofondu, ŠGÚDŠ, Bratislava
- KUBIČKA, P., 2007. *Stará Turá, Palčokove – skládka odpadu: monitorovanie kvality podzemných vôd*. Závěrečná správa, Snežnica: HYDRODATA, archive of the Registry of environmental loads, 11 p.
- McMAHON, P.B., DENNEHY, K.F., SANDSTROM, M.W., 1999. Hydraulic and geochemical performance of a permeable reactive barrier containing zero-valent iron, Denver Federal Center. *Groundwater*, 37, (3), p. 396-404.
- MIKITA, S., 2015. Monitorovanie kontaminovaného zvodnenca s vertikálnou chemickou zónalnosťou. In *Proceedings Hydrogeochemia 2015*, Comenius University, Bratislava, p. 20
- MIKITA, S., VYBÍRAL, V., 2007. Contribution of simple hydrogeological indicating methods in contamination-impacted environments. *Acta Carsologica*, 36 (2), p. 255-260
- MIKITA, S., BARTOŇ, J., 2015. Bór ako indikátor šírenia sa znečistenia zo skládok a odkalísk. In: *Geochemia 2015 – zborník vedeckých príspevkov z konferencie*, State geological institute of Dionýz Štúr, Bratislava, p. 136-139
- PALUCHOVÁ, K., AUXT, A., BRUCHÁNEKOVÁ, A., HELMA, J., SCHWARZ, J., PACOLA, E., 2008. *Systematická identifikácia environmentálnych záťaží Slovenskej republiky*. Závěrečná správa, Slovenská agentúra životného prostredia, Banská Bystrica, 156 p.
- SLANINKA, I., KORDÍK, J., 2014. Súčasný stav implementovania projektu monitorovania environmentálnych záťaží na Slovensku. In *Proceedings the Contaminated Sites, Štrbské Pleso*, Slovakia, p. 147-149
- TEŤÁK, F., POTFAJ, M., HAVRILA, M., FILO, I., PEŠKOVÁ, I., BOOROVÁ, D., ŽECOVÁ, K., LAURINC, D., OLŠAVSKÝ, M., SIRÁŇOVÁ, Z., BUČEK, S., KUCHARIČ, E., GLUCH, A., ŠOLTÉS, S., PAŽICKÁ, A., IGLÁROVÁ, E., LIŠČÁK, P., MALÍK, P., FORDINÁL, K., VLAČIKY, M. & KÖHLER, E., 2015: *Vysvetlivky ku geologickej mape Bielych Karpát (južná časť) a Myjavskej pahorkatiny 1: 50 000*. State geological institute of Dionýz Štúr, Bratislava, 306 p.
- THOMSEN, N.I., BINNING, P.J., McKNIGHT, U.S., TUXEN, N., BJERG, P.L., TROLDBORG, M., 2016. A Bayesian Belief Network approach for assessing uncertainty in conceptual site models at contaminated sites, *Journal of Contaminant Hydrology*, *in press*
- ŽITŇAN, A., 2012. *Skládka odpadov Stará Turá – Palčokove – monitoring vplyvu skládky na kvalitu podzemných vôd, rok 2012*. Závěrečná správa, AQUA-GEO s.r.o., Bratislava, archive of the Registry of environmental loads, 11 p.

ZNEČISTENIE PÔDY ŤAŽKÝMI KOVMÍ V BLÍZKOSTI HLINÍKARNE TALCO (TADŽIKISTAN)

OQIL RASULOV

Katedra environmentálneho inžinierstva, Fakulta ekológie a environmentalistiky,
Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, e-mail: oqil89t@gmail.com

ABSTRACT

Rasulov, O: **Soil Pollution with Heavy Metals near the Aluminum Plant TALCO (Tajikistan)**

The soil in the vicinity of industrial plants is often contaminated by pollutants in relation to industrial production. This article deals with soil contamination around TALCO aluminum company at Tursunzoda (Tajikistan). The soil samples were collected from two depths (0–10 and 10–20 cm) from 9 sampling sites at a distance of 1–6,7 km from the aluminum plant. The values of conductivity and pH (in water and in a solution of KCl) in the soil samples were determined. By using a SPETSCH hydraulic press powdered and homogenized soil samples pressed into pellet with a uniform diameter (32 mm) and thickness (3 mm). Heavy metals, which were qualitatively and quantitatively analyzed using X-ray fluorescence (XRF) spectroscopy and mercury was determined by AAS (AMA254). Results show that the pH, conductivity and the heavy metal content do not change substantially with a depth of collection, and also the distance from the company does not show significant effect on the indicated concentration.

Key words: heavy metals, aluminium production, soil contamination, XRF

ÚVOD

V uplynulých dekádach došlo v dôsledku rozsiahlej industrializácie na niektorých pôdach v blízkosti priemyselných podnikov k významnému zvýšeniu koncentrácie ťažkých kovov (Bondarenko et al., 2008). Prirodzene sa vyskytujúce kovy alebo kovy umelého pôvodu môžu byť v pôde považované za znečisťujúce, ak sa vyskytujú v nadmerných koncentráciách alebo na nesprávnom mieste. Ľudská činnosť vyvoláva často mobilizáciu a redistribúciu ťažkých kovov, ktoré môžu vyvolať vedľajšie účinky. Určité kovy sa hromadia v pôde v koncentráciách, ktoré sú toxické pre rastliny, a ktoré by mohli predstavovať riziko pre zdravie zvierat a ľudí. Akumulácia kovov v pôde je úzko spojená s konkrétnym miestnym zdrojom, napr. vypúšťanie z hút, kovový a papierenský priemysel, chemická výroba, alebo opustené ťažobné lokality.

Pri priemyselnej výrobe hliníka pripadá na každú tonu oxidu hlinitého 0,3 až 2,5 ton odpadového červeného kalu (zvyšok bauxitu) v závislosti od typu použitej bauxitovej rudy (Rubinos

a Barral 2013). Červený kal je alkalický vedľajší produkt zo spracovania bauxitu, ktorý zvyčajne obsahuje veľké množstvo Fe_2O_3 (41 %) a Al_2O_3 (16 %); menšie množstvo SiO_2 (10 %), CaO (9 %), Na_2O (4 %) (Feigl et al., 2012), ťažkých kovov (vrátane Cr, Mn, Zn, Ni, Cu, Pb, Cd, Co a Hg), metaloidu As a rádioaktívnych prvkov (rozpadovej série ^{238}U a ^{232}Th). Ročné tempo rastu červeného kalu sa odhaduje pritom na 90 (Wang et al., 2008, Schwarz et al., 2011) až 120 miliónov ton ročne (Mora et al., 2015). Pri celkovej inventarizácii v roku 2007 dosiahla jeho celosvetová produkcia asi 2,7 miliardy ton (Sushil a Batra, 2008). Napriek existencii viacerých systémov pre praktické využitie červeného kalu (Klauber et al., 2011), vrátane jeho použitia v stavebnom priemysle, ako nosičov katalyzátorov, pri výrobe keramiky, plastov, náterov alebo pigmentov (Feigl et al., 2012), ďalej ako katalyzátorov pre priemyselné procesy (Sushil a Batra, 2008), pri sanácii ťažkých kovov kontaminovaných pôd (Mora et al., 2015), ako zachytávača CO_2 ako zrážacie činidlo a adsorbent stopových prvkov vrátane ťažkých kovov pri úprave vody (Wang

et al., 2008), väčšina tohto nebezpečného odpadu sa ukladá na suchozemských skládkach, v menšom množstve sa ukladá aj na dno morí (Wang et al., 2008). Takéto skládkovanie červeného kalu je nielen ekonomicky nákladné, ale spôsobuje aj vážny ekologický problém vzhľadom na vysokú bázicitu (pH ~ 13) a jeho silné korozívne vlastnosti, ktoré predstavujú riziko nielen pre materiály, ale aj pre všetky živé organizmy (Schwarz et al., 2012; 2013; 2014).

Ku kontaminácii pôdy v blízkosti priemyselných podnikov dochádza hlavne v dôsledku vypúšťaných emisií (Michalková et al., 2013, Schwarz et al. 2015), prevažne prašným spadom vyjadreným ako tuhé znečisťujúce látky (TZL). Prehľad emisií z hliníkárne TALCO uvádza Tab. 1. Množstvo emisií sa odvíja predovšetkým od množstva vyprodukovaného hliníka v závislosti od jeho dopytu na svetových trhoch.

Tab. 1 Prehľad emisií znečisťujúcich látok v hliníkárni TALCO v rokoch 2006 až 2009

Tab. 1 Overview of pollutant emissions in the aluminum plant TALCO between 2006 and 2009

<i>Polutant</i>	<i>2006</i>	<i>2007</i>	<i>2008</i>	<i>2009</i>
TZL	2416,8	2027,3	2021	2038,5
SO ₂	700,67	692,55	690,5	693,8
CO	18441	18539	18701	18800
NO _x	179,0	212,6	213,4	214,1
HF	120,7	119,4	119,0	120,2
Dechty	22,3	22,9	22,0	22,0

Zdroj: TALCO, a. s., www.talco.com.tj

MATERIÁL A METÓDY

Charakteristika lokality

Klíma okolo TALCO je kontinentálna s veľmi horúcim a suchým letom. Priemerná teplota v júli (najteplejší mesiac) je +32 °C a maximálna teplota siaha až do +45 °C. Vlhkosť vzduchu v zimnom období je približne 65 až 70%, a v letnom období 40 až 45%. Ročný priemerný úhrn zrážok je 120-200 mm (prevažne zrážky v zimnom a jarnom období). Letné obdobie sa obvykle vyznačuje vysokým slnečným žiarením (Tajik Soviet Encyclopedia 1986).

Odber a príprava vzorky

Vzorky pôdy boli odoberané podľa metodiky Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy v Bratislave uverejnenej v Jednotných pracovných postupoch rozborov pôd (Kobza et al., 2011) v lokalite mesta Tursunzoda (Tadžikistan) vo vzdialenosti 0,4–9,6 km od podniku TALCO. Mapa odberových miest je znázornená na Obr. 1 a ich bližšiu charakteristiku (koordináty GPS, vzdialenosť od závodu a typ krajiny) uvádza tab. 2.

Pri každom odberovom mieste sú vynesené dve hodnoty, z ktorých prvá zodpovedá hĺbke odberu 0-10 cm a druhá hĺbke odberu 10–20 cm.

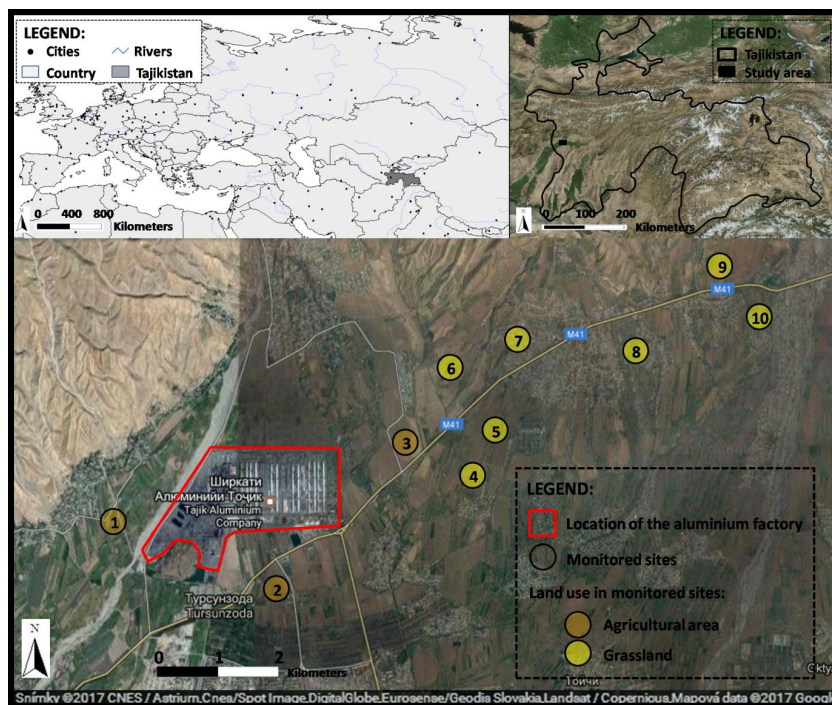


Fig. 1 Map of sampling sites around TALCO aluminum plant (Tajikistan)
Obr. 1 Poloha odberových miest v okolí hliníkárne TALCO (Tadžikistan)

Tab. 2 Charakteristika odberových miest v okolí hliníkárne TALCO
Tab. 2 Characteristics of sampling sites around TALCO aluminum plant

P.č.	Koordináty GPS		Vzdialenosť od závodu v km	Spôsob obhospodarovania
	N	E		
1	38°32'10,81"	68°13'23,47"	0,71	Trvalý trávnatý porast (lúka)
2	38°32'37,00"	68°11'49,08"	0,9	Trvalý trávnatý porast (lúka)
3	38°32'54,74"	68°14'41,46"	0,87	Trvalý trávnatý porast (lúka)
4	38°33'1,87"	68°15'4,23"	1,5	orná pôda
5	38°33'20,21"	68°15'19,07"	2,05	orná pôda
6	38°33'31,14"	68°15'35,50"	2,56	orná pôda
7	38°33'38,75"	68°15'52,75"	3,04	orná pôda
8	38°33'57,94"	68°16'27,87"	4,01	orná pôda
9	38°34'25,78"	68°18'12,88"	6,71	orná pôda

Na vybranom mieste odberu bola vyznačená rozmer štvorcovej plochy z ktorej rohov a stredu boli pomocou odberovej sondy odobrané bodové vzorky z dvoch hĺbok: 10 a 20 cm. Zo vzoriek boli odobrané všetky nečistoty a nežiaduce predmety, napr. kamene, zvyšky rastlín a pod. Čiastočné bodové odbery boli následne v mieste odberu zmiešané a dôkladne zhomogenizované do zmiešanej vzorky. Následnou kvartáciou bola hmotnosť vzoriek zredukovaná na cca 250 g. Priemerná vzorka bola po prenesení do polyetylénového vrečka označená a transportovaná do laboratória, kde bola vysušená pri laboratórnej teplote do konštantnej hmotnosti. Vzorky boli mechanicky dezintegrovane pomocou platnerového maziara a získaný materiál bol zomletý v planetovom mlyne RETSCH Mixer Mills (MM 301) s achátovými komorami. Získaný prášok s veľkosťou častíc asi 60 μm a menej bol opatrne manuálne zlisovaný za použitia hydraulického lisu SPECAC (s najvyšším tlakom do 15000 kg), aby nedošlo ku krížovej kontaminácii vzorky alebo znečisteniu z akéhokoľvek vonkajšieho zdroja. Získané pelety mali jednotný priemer 32 mm, hrúbku 3 mm a hmotnosť 4,9 g.

Analýza vzoriek

Upravené vzorky boli analyzované XRF analýzou na prístroji NITON XL3t GOLD (Thermo Fischer Scientific, USA). Pre stanovenie ortuti bola použitá navážka priemernej vzorky pôdy

a Hg bola analyzovaná na prístroji AMA 254 (Advanced Mercury Analyser, Altec s. r. o., ČR.). Pre kontrolu správnosti výsledkov boli použité analýzy certifikovaných referenčných materiálov (Standard Reference Material 2709a San Joaquin Soil – NIST a CMI 7003 Silty clay loam, Lab-service, Slovakia). Reakcia pôdy bola stanovená pri laboratórnej teplote (teplotu udáva tab. 3) na pH metri INOLAB (WTW, s.r.o. SK) vo vode a v roztoku KCl. Súčasne bola v pripravených vzorkách zmeraná aj vodivosť pôdy podľa normy STN EN 27888 na konduktometri LS318 (WTW, s.r.o. SK) po ustálení meraných hodnôt.

Analýza dát

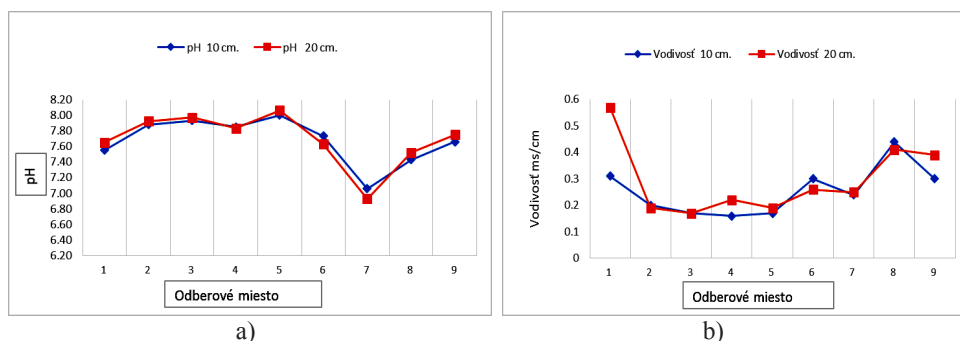
Dáta použité pre hodnotenie koncentrácie škodlivých látok boli analyzované štatistickou metódou pre testovanie rozdielov medzi dvoma alebo viacerými výsledkami – pomocou analýzy rozptylu (ANOVA). Táto analýza umožňuje overiť, či na hodnotu náhodnej veličiny pre určitého jedinca má štatisticky významný vplyv hodnota niektorého znaku, ktorý možno u jedinca pozorovať (Online Statistics Education).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Vzorky pôdy boli klasifikované podľa využitia územia (tabuľka 2). Tabuľka 3 uvádza hodnoty pH merané v H_2O a KCl spolu s hodnotami vodivosti v pôde z dvoch hĺbok (0–10 a 10–20 cm).

Tab. 3 Hodnoty pH a vodivosti odobraných pôdných vzoriek v okolí hlinikárni TALCO
Tab. 3 pH and conductivity values in collected soil samples near the aluminium plant TALCO

Číslo OM	pH 0–10		pH 10–20		Vodivosť $\text{ms}\cdot\text{cm}^{-1}$		Teplota $^{\circ}\text{C}$
	H_2O	KCl	H_2O	KCl	0–10	10–20	
1	7,55	7,25	7,65	7,21	0,31	0,57	22,2
2	7,88	7,66	7,92	7,65	0,2	0,19	22,2
3	7,93	7,69	7,97	7,72	0,17	0,17	22,1
4	7,85	7,49	7,83	7,53	0,16	0,22	22,9
5	8,00	7,73	8,06	7,69	0,17	0,19	22,5
6	7,73	7,54	7,63	7,54	0,30	0,26	22,8
7	7,06	6,81	6,93	6,70	0,24	0,25	22,5
8	7,43	7,34	7,52	7,40	0,44	0,41	22,3
9	7,66	7,55	7,75	7,55	0,30	0,39	22,1



Obr. 2 Porovnanie hodnôt a) pH a b) vodivosti pôdných vzoriek z hĺbky odberu 10 a 20 cm vo vzdialenosti 1–6,7 km od hlinikárne TALCO (Tadžikistan)
Fig. 2 Comparison of a) pH and b) conductivity values of soil samples from the sampling depth 10 and 20 cm at a distance of 1–6,7 km from the TALCO aluminum plant (Tajikistan)

Analýza variancie nameraných hodnôt (obr. 2) ukázala, že zmena pôdnej reakcie a vodivosti s hĺbkou pôdy nie je signifikantná. Maximálna hodnota pH bola zaznamenaná vo vrstve 10–20 cm na odberovom mieste č. 5 s hodnotou 8,06 a najnižšia hodnota bola zaznamenaná na odberovom mieste č. 7 vo vrstve 10–20 cm s hodnotou 6,7. Ani pri vodivosti nie sú významné rozdiely v závislosti od hĺbky odberu na väčšine odberových miest a na odberovom mieste č. 1 a 9 sú menšie rozdiely zapríčinené nevýznamným lokálnym znečistením.

Obsah ťažkých kovov v pôdných vzorkách zistený za použitia XRF spektrometrie a AMA 254 uvádza tabuľka 4, kde sú uvedené koncentrácie ťažkých kovov (Cd, Pb, Zn, Co, Cr, Fe a Al – minimálne, maximálne a stredné hodnoty), smerodajné odchýlky (SD) a TLV (limitná hodnota – Threshold Limit Value) (USSR State Committee for Nature. No.02–2333).

Tab. 4 Opisná štatistická analýza vybraných ťažkých kovov v hlinikárni TALCO a porovnanie s limitnými hodnotami TLV [n = 20]

Tab. 4 Descriptive statistical analysis of selected heavy metals in the aluminum plant TALCO and comparison with limit values TLV [n = 20]

Heavy metals	Min (mg kg ⁻¹) ¹	Max (mg kg ⁻¹)	SD (σ)	Priemer (mg kg ⁻¹)	TLV (mg kg ⁻¹)
Cd	20,22	28,54	2,011	22,887	1
Pb	8,13	108,60	1,472	9,721	30
Zn	29,5	89,25	15,512	51,74	110
Cu	44,15	120,11	3,260	48,059	33
Ni*	106,08	166,99	13,627	115,841	40
Co*	89,86	243,29	54,031	217,054	5
Fe	465,3	32992,38	7720,245	24355,05	–
Cr	92,08	183,46	20,241	136,164	6
Al	3536,3	100351	24785,454	14023,39	–
Hg	0,006	0,034	0,006	0,013	0,5

Min. = minimálna koncentrácia; Max. = maximálna koncentrácia; TLV = limitná koncentrácia (Threshold Limit Value); SD = smerodajná odchýlka.

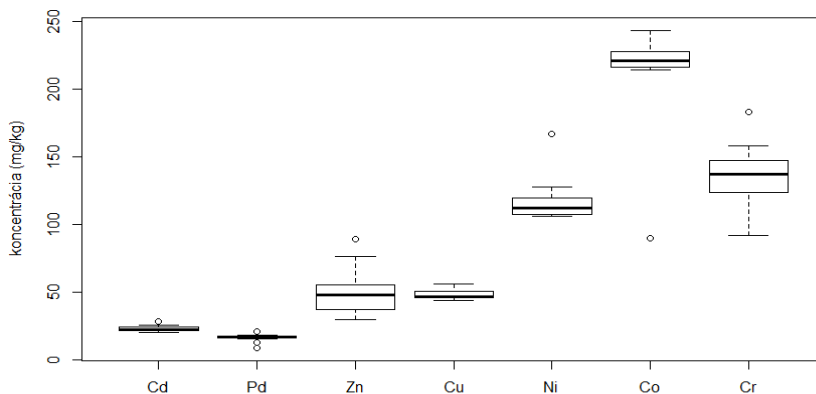
*hodnoty sú < LOD (Limit of Detection). LOD je najnižšia detegovateľná hodnota koncentrácie.

Porovnaním hodnôt ťažkých kovov odobraných z dvoch hĺbok (10 a 20 cm) bolo zistené, že horná vrstva je viac znečistená ako spodné vrstvy s výnimkou poľnohospodárskej plochy, kde dochádza k výraznému premiešavaniu pôdy pri obrábaní. Podobne ako pri pH a vodivosti, ani obsah ťažkých kovov nevykazuje v zložení oboch vrstiev výraznejšie rozdiely, ktoré by presahovali štatistickú chybu výsledkov. Celková akumulácia ťažkých kovov v pôdach v blízkosti hlinikárne TALCO v Tadžikistane (región mesta Tursunzoda) dosahuje nasledovné poradie: $Hg < Pb < Cd < Cu < Zn < Ni < Cr < Co < Fe < Al$. Pri viacerých kovoch bolo zaznamenané prekročenie povolených národných limitov v oboch vrstvách, pričom k najvýraznejšiemu prekročeniu došlo v prípade Co (viac ako 43-násobok), Cd a Cr (viac ako 22-násobok), Ni (takmer 3-násobok).

Analýzou množstva a distribúcie ťažkých kovov bolo v blízkosti závodu TALCO zistené prekročenie hraničných hodnôt ťažkých kovov v pôde. Pri meraní bolo taktiež zaznamenané pH pôdy. Výsledky potvrdzujú známu skutočnosť, že pri nižších hodnotách pH pôdy vykazujú vyššiu koncentráciu ťažkých kovov.

V kontaminovaných pôdach južného Nemecka – Bavorsko (Ruppert a Schmidt, 1987) bola zistená trikrát vyššia koncentrácia kadmia a olova v porovnaní s nekontaminovanými pôdami. Jamnická (2007) uvádza, že v blízkosti hlinikárne SLOVALCO je koncentrácia ťažkých kovov výrazne vyššia v porovnaní s hraničnými hodnotami. Autorka taktiež povrdzuje vplyv zmeny pH pôdy na obsah ťažkých kovov v pôde.

Na obr. 2 sú vynesené hodnoty obsahu Pb, Cd, Cu, Zn, Ni, Cr a Co.



Obr. 2 Priemerné koncentrácie vybraných ťažkých kovov v pôdných vzorkách vo vzdialenosti 1-6,7 km od hlinikárne TALCO (Tadžikistan)

Fig. 2 The average levels of selected heavy metals in soil samples at a distance of 1-6,7 km from the TALCO aluminum plant (Tajikistan)

Koncentrácie ťažkých kovov vykazujú na všetkých lokalitách odberu pomerne ustálený priebeh, okrem odberového miesta č. 4, kde bol zaznamenaný výraznejší pokles Cr a mierny vzostup Co a Ni, spôsobený zrejme hydrogeologickými pomermi na tejto lokalite, čo by si vyžadovalo dlhodobejšie sledovanie v priestore a čase.

ZÁVER

Výsledky nášho výskumu zameraného na znečistenie pôdy v okolí hlinikárne TALCO v Tadžikistane ťažkými kovmi potvrdili, že koncentrácie niektorých ťažkých kovov sa vyskytujú nad prahovou hodnotou národných limitov. Tieto ano-

málne koncentrácie môžu byť výsledkom antropogénnych činností, väčšinou spojených priamo s výrobou hliníka, alebo aj nepriamo znečistením od obytných lokalít, dopravou, hnojením poľnohospodárskej pôdy alebo diaľkovým prenosom atmosférického spadu. Štatisticky sa nepodarilo preukázať vplyv hĺbky odberu a vzdialenosti od hlinikárne na sledované hodnoty pH, vodivosti ani väčšiny obsahu ťažkých kovov.

LITERATÚRA

BONDARENKO, O., RĎLOVA, T., KAHRU, A., IVASK, A., 2008. Bioavailability of Cd, Zn and Hg in soil to nine recombinant luminescent metal sen-

- sor bacteria. *Sensors*. ISSN 14248220. Available: doi:10.3390/s8116899
- DADO, M., SCHWARZ, M., FRIČ, M., 2012: Assessment of differences between task-based and full-shift methods for measurement of occupational noise exposure. *Akustika : odborný časopis o akustike a vibráciách*. – ISSN 1801-9064. – Vol. 17, s. 2–5.
- FEIGL, V., ANTON, A., UZIGNER N., GRUIZ, K., 2012: Red mud as a chemical stabilizer for soil contaminated with toxic metals. *Water, Air & Soil Pollution*. B.m.: Springer, vol. 223, no. 3, pp. 1237–1247.
- KLAUBER, C., GRÄFE M., POWER, G., 2011: Bauxite residue issues: II. options for residue utilization. *Hydrometallurgy*. B.m.: Elsevier, vol. 108, no. 1, pp. 11–32.
- KOBZA et al.: *Jednotné pracovné postupy rozborov pôd*. VÚPOP Bratislava, 2011. ISBN 978-80-89128-89-1,
- MORA, A., PISAPIA, D., GONZÁLEZ, N., HANDT, H., MOREAU, C., VÁSQUEZ Y., MÁRQUEZ L., ALFONSO, J. A., 2015: Impact of the Red Mud Disposal on Several Floodplain Lagoons of the Lower Orinoco River. *Water, Air & Soil Pollution*. B.m.: Springer, vol. 226, no. 6, pp. 1–17.
- MICHALKOVA, E., LALÍK, V., SCHWARZ, M., 2013: Environmentálne vplyvy výroby I. 1. vyd. – Zvolen : *Technická univerzita vo Zvolene*, – 325 s. ISBN 978-80-228-2590-0
- Online Statistics Education: A Multimedia Course of Study (<http://onlinestatbook.com/>). *Project Leader*: David M. Lane, Rice University
- RUBINOS, D. A., BARRAL, M. T., 2013: Fractionation and mobility of metals in bauxite red mud. *Environmental science and pollution research international*. vol. 20, no. 11, pp. 7787–802. Available: doi:10.1007/s11356-013-1477-4
- SUSHIL, S., S BATRA, V., 2008: Catalytic applications of red mud, an aluminium industry waste: A review. *Applied Catalysis B: Environmental*. B.m.: Elsevier, vol. 81, no. 1, pp. 64–77.
- SCHWARZ, M., LALÍK V., VANEK, M., 2011: Možnosti využitia odpadového kalu z výroby oxidu hlinitého In *Chemické listy*. – ISSN 0009-2770. – Roč. 105, č. 2, s. 114–121.
- SCHWARZ, M., DADO, M., HNILICA, R., VEVEŘKOVÁ, D., 2015: Environmental and health aspects of metalworking fluid use. *Polish journal of environmental studies*. – ISSN 1230-1485. – Vol. 24, no. 1 (2015), p. 37–45.
- SCHWARZ, M., LALÍK V., VANEK, M., 2014: Využití odpadních kalů z výroby hliníku brání ekonomické důvody. *Odpady Praha* : Economia, 2014. – ISSN 1210-4922. – Roč. 24, č. 10, s. 15–16.
- SCHWARZ M., 1998: Sledovanie obsahu fluóru v požívatinách v oblasti Žiaru nad Hronom v rokoch 1986-1997 In Bulletin potravinárskeho výskumu = *Bulletin of Food Research*. – ISSN 1336-8672. – Roč. 37, č. 1, s. 53–64.
- SCHWARZ, M., LALÍK V., 2012: *Possibilities of exploitation of bauxite residue from alumina production. Part 1, Metal recovery from industrial waste In Recent researches in metallurgical engineering – from extraction to forming* (eds. Nusseh, M., Ahuett, H.G., Arrambide, A.) Rijeka : InTech., – ISBN 978-953-51-0356-1. – p. 3–22.
- SCHWARZ, M., MICHALKOVÁ, E., LALÍK, V., 2013: *Environmentálne problémy v priemysle a ťažbe (vysokoškolská učebnica 1. vyd. Zvolen, Technická univerzita vo Zvolene*,. 337 s. ISBN 978-80-228-2546-7
- SCHWARZ, M., LALÍK V., 2011: Biologické účinky, vyluhovateľnosť a testovanie ekotoxicity odpadového kalu z výroby oxidu hlinitého In *Chemické listy*. – ISSN 0009-2770. – Roč. 105, č. 7, s. 518–523.
- UZINGER, N., ANTON, Á. D., ÖTVÖS, K., TAMÁS, P., ANTON, A., 2015: Results of the clean-up operation to reduce pollution on flooded agricultural fields after the red mud spill in Hungary. *Environmental Science and Pollution Research*. B.m.: Springer, vol. 22, no. 13, pp. 9849–9857.
- WANG, S., HM ANG, M., 2008: Novel applications of red mud as coagulant, adsorbent and catalyst for environmentally benign processes. *Chemosphere*. B.m.: Elsevier, vol. 72, no. 11, pp. 1621–1635.
- JANNICKA, G., BOČNOVÁ, k., HAVRONOVÁ, URBAN, A., 2007: Current state of mineral nutrition and risk elements in a beech ecosystem situated near the aluminium smelter in Žiar nad Hronom, *Central Slovakia. For. Ecol. Manag*: Elsever, no. 248 pp. 2480–2.
- RUPPERT, H., SCHMIDT, F., 1987: Bayerisches Geologisches Landesamt, Munchen, Germany, GLA, Fachbericht 2, p. 95.
- Tajik Soviet Encyclopedia* 1986. Dushanbe: Izd. Irfon, vol.7.
- Maximum allowable concentrations of chemical substances in soils, USSR State Committee for Nature, No 02-2333 from 10.12.90. available at: http://www.gidrogel.ru/ecol/hv_met.htm#table2

VÝVOJ ENVIRONMENTÁLNEJ KRIMINALITY V SLOVENSKEJ REPUBLIKE

MARIÁN SCHWARZ – JOZEF SALVA

Katedra environmentálneho inžinierstva, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, +421 45 5206 655, schwarz@tuzvo.sk

ABSTRACT

Schwarz M., Salva J.: **The development of environmental criminality in the Slovak Republic**

This article provides a basic overview on environmental criminality in the Slovak Republic. Environmental crimes can be broadly defined as illegal acts which directly harm the environment. This article presents the development trend of environmental crimes in the years 2006 – 2016 on the basis of statistical data of the Ministry of Interior of the Slovak Republic. Monitored indicators are the number of identified and solved cases, respectively the number of persons involved in criminal activity and the amount of damage that has been caused by the illegal act.

Key words: environment, environmental criminality, illegal act, damage, offender

ÚVOD

Ľudstvo často nedokáže zladit' svoje konanie s pozemskou prírodou, v dôsledku čoho dochádza k zmenám základov systémov planéty. V súvislosti s množstvom týchto zmien sa potom objavujú životu nebezpečné hrozby (zmeny klímy a následné suchá, povodne, hurikány, narušanie ozónovej vrstvy atď.), ktorých príčiny je potrebné bližšie spoznávať a ich následky zodpovedne riešiť. Všeobecným cieľom ľudskej spoločnosti by sa preto malo stať žitie v zhode s prírodou, ktorej zdroje by mali zostať zachované aj pre nasledujúce generácie (princíp udržateľnosti).

Právo na priaznivé životné prostredie (v ďalšom texte ako „ŽP“) patrí medzi základné ľudské práva a na Slovensku ho priamo zakotvuje aj Ústava Slovenskej republiky. Na zabezpečenie účinnej starostlivosti o ŽP boli ustanovené aj ďalšie právne predpisy, ktoré konkrétne a presne vymedzujú povinnosti subjektom práva (právnické a fyzické osoby, štát, obec, VÚC, zainteresovaná verejnosť a ďalšie subjekty). Priaznivé ŽP je navyše aj jednou zo základných podmienok existencie života, a preto je jeho ochrana mimoriadne dôležitá. Vďaka ľudskej činnosti bolo nenávratne zničených mnoho biotopov a vyhynulo veľké množstvo druhov zvierat a rastlín. V súčasnej dobe sme svedkami všeobecnej ekologickej krízy (zmeny klímy,

nekontrolované znečisťovanie ovzdušia a vodstva, poškodzovanie ozónovej vrstvy, znížovanie biodiverzity organizmov, neregulované využívanie biotických a abiotických zdrojov, nedostatok potravín a mnoho ďalších problémov), a to nielen v lokálnom, ale aj v globálnom meradle. Znečisťovanie ŽP totiž nepozná hranice a trestné činy proti ŽP mávajú často cezhraničné dôsledky. Právne úpravy ochrany ŽP je preto nevyhnutné riešiť na nadnárodnej úrovni (napr. EÚ, medzinárodné dohovory a pod.). Zlepšovanie kvality ŽP je jedným zo základných cieľov Európskej únie, ktorá vytvára už niekoľko desaťročí legislatívny rámec vo forme smerníc, nariadení a rozhodnutí (napr. [1–5]).

Výbor pre životné prostredie Európskej únie pravidelne hodnotí nové hrozby z oblasti environmentálnej kriminality spočívajúce napr. v turistike odpadov (nelegálny import a likvidácia odpadov, vrátane nebezpečných odpadov), v obchodovaní s ohrozenými druhmi rastlín a živočíchov, v nedovolenej výrobe a držbe jadrových materiálov a vysoko rizikových chemických látok atď. Príspevok sa zaoberá analýzou počtu prípadov environmentálnej kriminality v SR v rokoch 2006 – 2016 podľa štatistických údajov poskytovaných PZ SR. Údaje sú triedené podľa paragrafov trestného zákona [6]), pričom sa analyzuje objasnenosť, vyčíslená škoda a počet páchatel'ov trestnej činnosti.

CHARAKTERISTIKA ENVIRONMENTÁLNEJ KRIMINALITY

Označenie „environmentálna kriminalita“ vychádza z pojmu „životné prostredie“, ktoré predstavuje súhrn, vecí, podmienok a vplyvov, obklopujúci každý živý organizmus a pôsobiaci na jeho fyzický rozvoj, vrátane človeka. Pri environmentálnych trestných činoch je objektom útoku páchatel'a ŽP ako celok, alebo niektorá z jeho zložiek [7]. Problematika environmentálnej kriminality je veľmi široká a na každú jej časť alebo zložku (napr. voda, ovzdušie, pôda, rastliny a živočíchy a pod.) sa vzťahujú samostatné právne predpisy. Ich porušovanie si vyžaduje jasnú reakciu zo strany štátnych orgánov a prijatie vysoko účinných opatrení na zefektívnenie riešenia tejto problematiky. Páchatel'ov trestnej činnosti totiž nestačí len usvedčiť vyšetrovateľom, ale je potrebné aj

vyniesť spravodlivý rozsudok a odstrániť, resp. nahradit' vzniknuté škody.

Široký rozsah protiprávnych konaní v oblasti environmentu si vyžaduje aktívnu medzirezortnú spoluprácu a koordináciu štátnych zložiek pri eliminácii tejto trestnej činnosti [8]. Skutkové podstaty konkrétnych trestných činov v aktuálnom znení trestného zákona [6] zväčša vychádzajú zo samostatných právnych predpisov pre jednotlivé zložky ŽP (legislatíva o vode, ovzduší, pôde, odpadoch, ochrane prírody atď.). Problematike environmentálnej kriminality sa v rámci trestného zákona venuje jeho druhá časť, šiesta hlava, kde sú zahrnuté trestné činnosti všeobecne nebezpečné a trestné činy proti ŽP, pre ktoré sú vymedzené ustanovenia § 300 až § 310. Bližší popis jednotlivých trestných činností vrátane sankcií v jednotlivých odsekoch je dokumentovaný v tabuľke 1 [6].

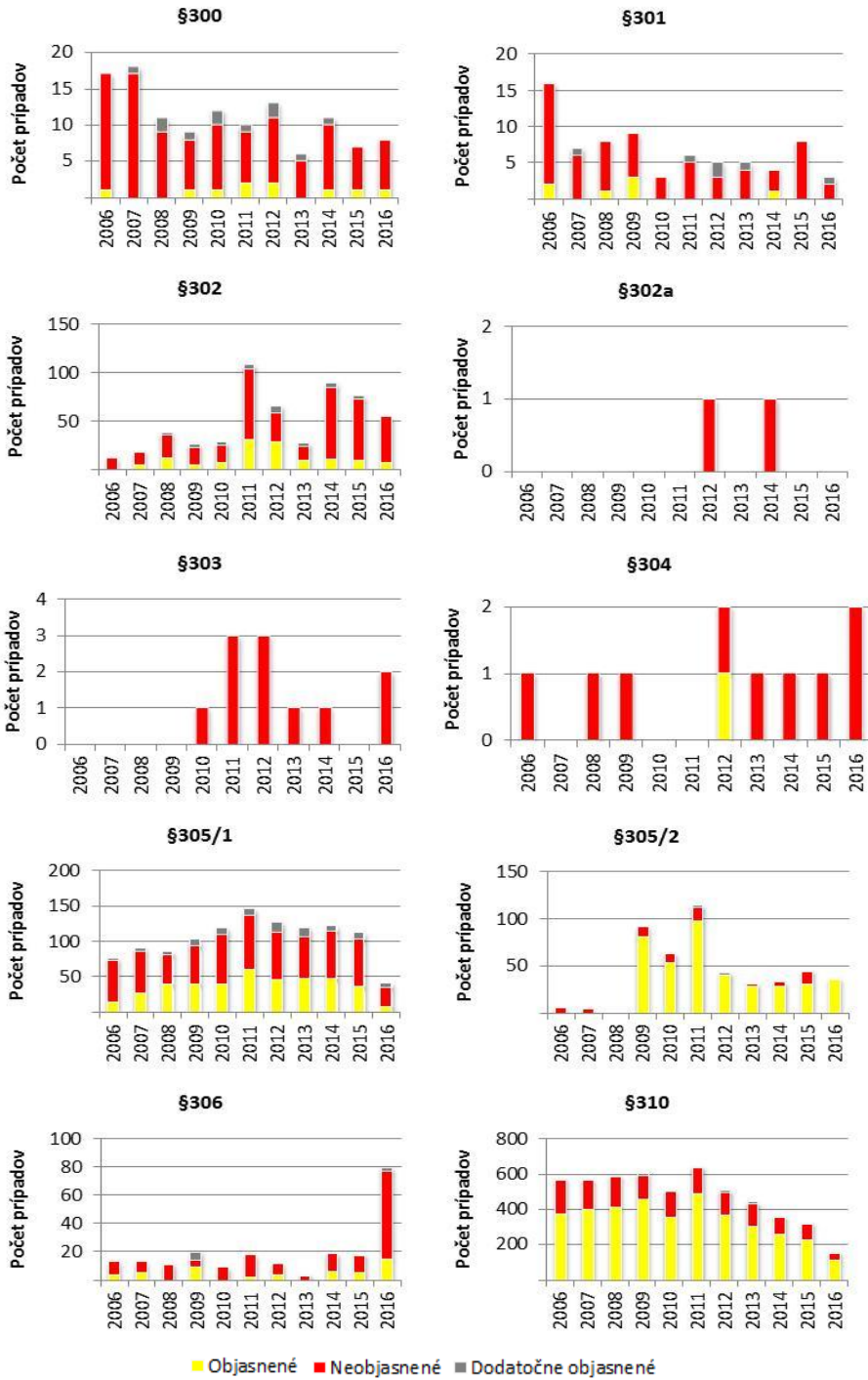
Tab. 1 Prehľad trestných činov voči životnému prostrediu v zmysle trestného zákona

Tab. 1 Overview of environmental crimes under criminal law

Paragraf	Ods.	Znenie paragrafu	Výška sankcie
Ohrozenie životného prostredia			
§ 300	(1)	nebezpečenstvo vzniku malej škody	3 roky
	(2)	nebezpečenstvo ťažkej ujmy na zdraví alebo smrti	1 až 5 rokov
	(3)	ako v odseku 2, ak v chránenom území neoprávnene postaví stavbu	1 až 5 rokov
	(4)	ako v odseku 2 len závažnejším spôsobom konania alebo v chránenom území	1 až 5 rokov
	(5)	ako v odseku 1, ale spôsobí značnú škodu na životnom prostredí	3 až 8 rokov
	(6)	ako v ods. 1 alebo 2 a ťažká ujma na zdraví/smrt'/škoda veľkého rozsahu	4 až 10 rokov
§ 301	(1)	vznik väčšej škody z neobľahostivosti	1 rok
	(2)	porušenie predpisov z neobľahostivosti a spôsobená ťažká ujma na zdraví/smrt'	3 roky
	(3)	ako v odseku 2, ak spácha čin uvedený v odseku 1 v chránenom území	3 roky
	(4)	ako v odseku 1 alebo 2 a spôsobená značná škoda	1 až 5 rokov
	(5)	ako v ods. 1 alebo 2 a ťažká ujma na zdraví/smrt'/škoda veľkého rozsahu	3 až 8 rokov
Neoprávnené nakladanie s odpadmi			
§ 302	(1)	nakladanie s odpadmi v malom rozsahu z neobľahostivosti	2 roky
	(2)	ako v ods. 1 a vznik väčšej škody/ ťažkej ujmy na zdraví/ smrt'	0,5 až 3 roky
	(3)	ako v odseku 1, ale škoda v značnom rozsahu.	1 až 5 rokov
	(4)	ako v ods. 1 alebo 2 a ťažká ujma na zdraví/smrt'/škoda veľkého rozsahu	3 až 8 rokov
Neoprávnené vypúšťanie znečisťujúcich látok			
§ 302a	(1)	spôsobenie väčšej škody, alebo opakované konanie	0,5 až 3 roky
	(2)	závažnejší spôsob konania so škodou značného rozsahu/predchádzajúci trest	1 až 5 rokov
	(3)	ako v ods. 1 a ťažká ujma na zdraví/smrt'/škoda veľkého rozsahu/členstvo v nebezpečnom zoskupení.	3 až 8 rokov
Porušovanie ochrany vôd a ovzdušia			
§ 303	(1)	nebezpečenstvo ťažkej ujmy na zdraví/smrt'/značnej škody	0,5 až 3 roky
	(2)	ako v ods. 1, ale škoda v značnom rozsahu	1 až 5 rokov
	(3)	ako v ods. 1 a ťažká ujma na zdraví/smrt'/škoda veľkého rozsahu	3 až 8 rokov
Porušovanie ochrany vôd a ovzdušia z neobľahostivosti havarijný stav			

Pokračovanie Tab. 1
Continued Tab. 1

Paragraf	Ods.	Znenie paragrafu	Výška sankcie
§ 304	(1)	nebezpečenstvo ťažkej ujmy na zdraví/smrt'/značná škoda	1 rok
	(2)	ako v ods. 1, ale škoda v značnom rozsahu	0,5 až 3 roky
	(3)	ako v ods. 1 alebo 2 a ťažká ujma na zdraví/smrt'/škoda veľkého rozsahu	1 až 5 rokov
Neoprávnená výroba a nakladanie s látkami poškodzujúcimi ozónovú vrstvu			
§ 304a	(1)	neoprávnená výroba a nakladanie, vrátane nedbanlivosti	0,5 až 3 roky
	(2)	ako v ods. 1, ale škoda v značnom rozsahu	1 až 5 rokov
	(3)	ako v ods. 1, ale škoda veľkého rozsahu	3 až 8 rokov
Porušovanie ochrany rastlín a živočíchov			
§ 305	(1)	spôsobenie škody väčšieho rozsahu	2 roky
	(2)	neoprávnený vstup motor. vozidlami na lesný alebo poľnohosp. pozemok	1 rok
	(3)	obstaranie/držba/pestovanie/chovanie/spracúvanie/dovoz/vyvoz chráneného živočicha/rastliny, alebo obchodovanie/scudzenie a zámerne odňatie/falšovanie/pozmenenie alebo inak neoprávnene použitie nezameniteľného označenia chránených živočíchov alebo exemplárov, vrátane nedbanlivosti	0,5 až 3 roky
	(4)	ako v ods. 1, 2 alebo 3, ale závažnejší spôsob konania/osobitný motív/škoda v značnom rozsahu/značný prospech/predchádzajúci trest	1 až 5 rokov
	(5)	ako v ods. 1, 2 alebo 3, ale škoda vo veľkom rozsahu/člen nebezp. zoskupenia/úmyselný prospech	3 až 8 rokov
Porušovanie ochrany stromov a krov			
§ 306	(1)	vznik škody vo väčšom rozsahu	3 roky
	(2)	ako v ods. 1, ale škoda v značnom rozsahu/predchádzajúci trest	1 až 5 rokov
	(3)	ako v ods. 1, ale škoda veľkého rozsahu/člen nebezpečného zoskupenia	3 až 8 rokov
Šírenie nákazlivej choroby zvierat a rastlín			
§ 307	(1)	zavlečenie/rozšírenie nákazlivej choroby zvierat, vrátane nedbanlivosti	1 rok
	(2)	ako v ods. 1, ale škoda väčšieho rozsahu/rozšírenie takej choroby/závažnejší spôsob konania	0,5 až 3 roky
	(3)	ako v ods. 1, ale škoda v značnom rozsahu	1 až 5 rokov
§ 308	(1)	zavlečenie/rozšírenie nákazlivej choroby úžitkových rastlín, vrátane nedbanlivosti	1 rok
	(2)	ako v ods. 1 a rozšírenie takej choroby alebo škodcu/závažnejší spôsob konania	0,5 až 3 roky
	(3)	ako v ods. 1, ale škoda v značnom rozsahu	1 až 5 rokov
Únik organizmov			
§ 309	(1)	nebezpečenstvo úniku GMO z uzavretých priestorov/zavedenie GMO do ŽP	3 roky
	(2)	ako v ods. 1, ale škoda väčšieho rozsahu/osobitný motív/závažnejší spôsob konania	1 až 5 rokov
	(3)	ako v ods. 1, ale poškodenie ŽP v značnom rozsahu/ujma na zdraví/smrt'	4 až 10 rokov
	(4)	ako v ods. 1, ale ťažká ujma na zdraví/smrt' viacerých osôb/krízová situácia	10 až 20 rokov
Pytliactvo			
§ 310	(1)	lov zveri/rýb bez povolenia a v čase ich ochrany alebo zakázaným spôsobom, ukrývanie/prechovávanie, alebo prevedenie zveri na seba alebo na iného	2 roky
	(2)	ako v ods. 1, ale škoda malého rozsahu/hromadne účinným alebo zavrhnutiahodným spôsobom/osoba, ktorá má osobitne uloženú povinnosť chrániť životné prostredie	0,5 až 3 roky
	(3)	ako v ods. 1, ale škoda väčšieho rozsahu/predchádzajúce odsúdenie/závažnejší spôsob konania	1 až 5 rokov
	(4)	ako v ods. 1, ale škoda v značnom rozsahu	3 až 8 rokov
	(5)	ako v ods. 1, ale škoda veľkého rozsahu	4 až 10 rokov



Obr. 1 Prehľad vývoja environmentálnej kriminality podľa paragrafov v rokoch 2006 – august 2016
 Fig. 1 Overview of development in environmental criminality according to section between 2006 – august 2016

VÝVOJ ENVIRONMENTÁLNEJ KRIMINALITY

Vývoj environmentálnej kriminality bol analyzovaný na základe verejne dostupných informácií získaných zo štatistických údajov Ministerstva vnútra Slovenskej republiky za roky 1997 až 2016 [10]. Uvedené štatistické údaje umožňujú sledovať vývoj environmentálnej kriminality na základe viacerých sledovaných parametrov a to podľa druhu kriminality, podľa názvov trestných činov a podľa paragrafov uvedených v platnej legislatíve.

Na obr. 1 je prezentovaný prehľad environmentálnej kriminality podľa jednotlivých paragrafov v priebehu rokov 2006 až 2016, kde sú znázornené neobjasnené, objasnené a dodatočne objasnené trestné činy (z toho údaje za posledný rok sú len do augusta).

Vývoj environmentálnej kriminality pri ohrození ŽP podľa § 300 oproti stavu v rokoch 2006, resp. 2007 poukazuje na výraznejší pokles celkového počtu trestných činov (zvlášť v prípade neobjasnených trestných činov), ktorý sa znížil v priemere približne o 50%. Najmä v období rokov 2009 až 2012 sa súčasne navýšil počet objasnených prípadov a tiež počet dodatočne objasnených prípadov. Priemerná objasnenosť zistených prípadov dosahuje úroveň 18% (vrátane dodatočne objasnených).

Podobnú situáciu možno zaznamenať aj v prípade trestnej činnosti spadajúcej pod ustanovenie § 301 (ohrozenie ŽP s väčšou škodou z nedbanlivosti) nielen v prípade poklesu počtu zistených trestných činov, ale aj v prípade ich objasnenosti, ktorá je pre túto trestnú činnosť pomerne nízka (v priemere len 19% z vyšetrovaných prípadov).

Pri neoprávnenom nakladaní s odpadmi (§ 302) od roku 2011 sa záchyt trestných činov niekoľkonásobne zvýšil oproti predchádzajúcemu obdobiu (s výnimkou roku 2013). Priemerná objasnenosť prípadov dosahovala pomerne vysokú úroveň okolo 30%, ktorá však v rokoch 2014 a 2015 zaznamenala pokles na približne 13%. Pri neoprávnenom vypúšťaní znečisťujúcich látok (§302a) boli za uplynulú dekádu rokov zistené len dva prípady, a to v rokoch 2012 a 2014, pričom ani jeden z týchto prípadov nebol doposiaľ objasnený.

Zaujímavým zistením je, že pri porušovaní ochrany vôd a ovzdušia, či už ide iba o spôsobenie zhoršenia kvality vôd, alebo ovzdušia (§ 303) alebo nedbanlivostné spôsobenie havarijného zhoršenia (§ 304), je záchyt trestných činov veľmi nízky. V rokoch 2006 až 2009 nebol zistený ani jeden prípad. Od roku 2010 do súčasnosti bolo v každom roku (s výnimkou roku 2015) zistených niekoľko, maximálne však tri prípady

tejto trestnej činnosti. Objasnený, resp. dodatočne objasnený nebol žiadny z doteraz zistených prípadov uvedenej trestnej činnosti. Nedbanlivostné spôsobenie havarijného zhoršenia (§ 304) vykazuje v celom sledovanom období s niekoľkými výnimkami pomerne vyrovnaný trend na úrovni jedného zisteného prípadu za rok. Z celkového počtu zistených prípadov tejto environmentálnej trestnej činnosti bol objasnený len jeden prípad.

Vývoj environmentálnej trestnej činnosti v oblasti porušovania ochrany rastlín a živočíchov so spôsobením škody väčšieho rozsahu (§ 305/1) možno charakterizovať stúpajúcim trendom, najmä v porovnaní s obdobím rokov 2006 až 2008. Priemerná objasnenosť tejto trestnej činnosti dosahuje úroveň takmer 42%.

V oblasti neoprávneného vstupu motorovými vozidlami na lesný alebo poľnohospodársky pozemok (§ 305/2) zaznamenala environmentálna kriminalita prudký nárast od roku 2009 v rámci sledovaného obdobia. Potrebné je však poznamenať, že súčasne s nárastom tohto druhu kriminality narástla aj miera objasnenia z pôvodných 30% na v priemere približne 80%.

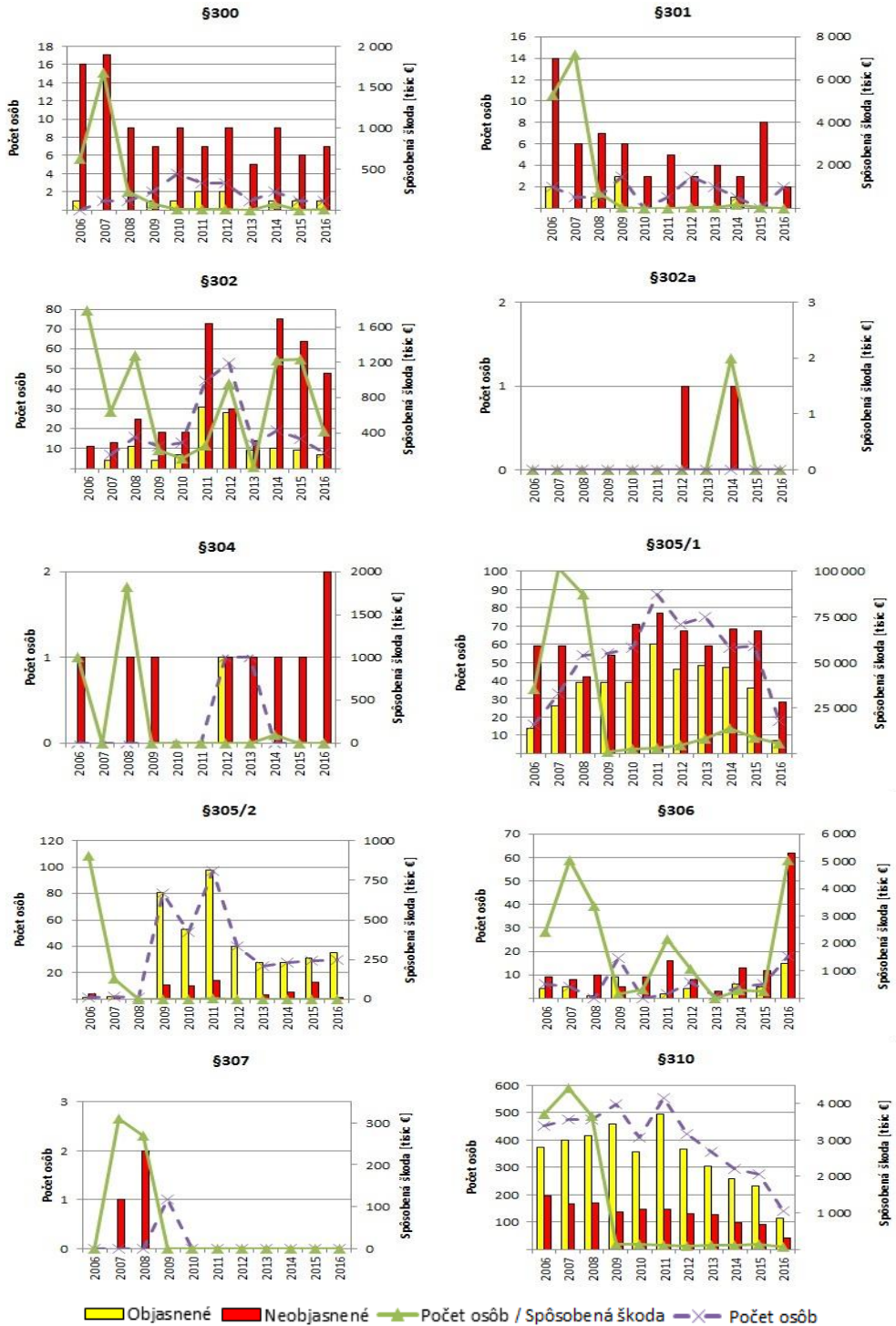
Miera trestnej činnosti v podobe porušovania ochrany stromov a krov (§ 306) si v rámci sledovaného obdobia zachovávala približne vyrovnaný vývojový trend. V roku 2016 však došlo k významnému v priemere asi 4-násobnému nárastu tejto trestnej činnosti (pričom údaje z tohto roku sú uvádzane len do mesiaca august). Miera objasnenosti prípadov dosahuje úroveň v priemere 30%.

V oblasti šírenia nákazlivej choroby zvierat a rastlín (§ 307) bola environmentálna trestná činnosť v sledovanom období zaznamenaná iba v rokoch 2007 a 2008. Spolu ide o tri prípady takejto trestnej činnosti, z ktorých žiadny nebol doposiaľ objasnený.

Pytliactvo (§ 310) predstavuje najvýznamnejší druh environmentálnej kriminality v rámci Slovenskej republiky. Od roku 2006 až 2011 bola miera tejto trestnej činnosti na úrovni takmer 600 zistených prípadov za rok. V období rokov 2012 až 2015 došlo k poklesu na 500 a menej zistených prípadov. Miera objasnenosti týchto prípadov si v celom sledovanom období zachováva približne rovnaký trend na úrovni v priemere asi 72%.

V nasledujúcom texte a obr. 2 je prezentovaný prehľad environmentálnej kriminality s ukazovateľmi spôsobenej škody a počtu stíhaných osôb v trestných činoch spáchaných proti environmentu v priebehu obdobia od roku 2006 do augusta 2016.

Pri trestnej činnosti v oblasti ohrozenia ŽP (§ 300) miera spôsobenej škody vykazuje klesajúci trend v sledovanom období od roku 2007 až 2016, čo zrejme súvisí s poklesom počtu neobjasnených



Obr. 2 Prehľad vývoja environmentálnej kriminality podľa škody/počtu osôb v rokoch 2006 – august 2016
 Fig. 2 Overview of development in environmental criminality according to damage/offenders between 2006 – august 2016

trestných činov a súčasne aj s poklesom počtu zistených prípadov tejto trestnej činnosti. Priemerná hodnota škody v rámci celého sledovaného obdobia predstavuje 630 tisíc eur. Vývoj v oblasti počtu osôb zúčastnených na tejto trestnej činnosti zaznamenal od roku 2006 nárast na maximálny počet 4 osôb, v nasledujúcom období došlo k postupnému poklesu tohto ukazovateľa na maximálne jedného páchatel'a v roku 2015 a 2016.

Environmentálna trestná činnosť v zmysle ustanovenia § 301 (ohrozenie ŽP s väčšou škodou z nedbanlivosti) vykazuje od roku 2006 v oblasti ukazovateľa spôsobenej škody klesajúci trend s obdobným priebehom ako v prípade trestnej činnosti podľa § 300. Priemerná spôsobená škoda v sledovanom období dosahuje 1 350 tisíc eur. Počet osôb zúčastnených na tejto trestnej činnosti v priebehu sledovaného obdobia variuje, pričom maximálny počet 3 osôb bol zistený v rokoch 2009 a 2012.

Vývoj trestnej činnosti neoprávneného nakladania s odpadmi (§ 302) je v oblasti ukazovateľa spôsobenej škody v sledovanom období značne premenlivý, pričom nemožno preukázať závislosť medzi množstvom zistených, resp. objasnených prípadov a spôsobenou environmentálnou škodou. Priemerná spôsobená škoda v celom priebehu sledovaného obdobia dosahuje hodnotu 740 tisíc eur. Maximálna spôsobená škoda (takmer 1 800 tisíc eur) bola zistená v roku 2006 pri najnižšom počte 11 zistených prípadov, naopak pri najvyššom počte 109 zistených prípadov bola spôsobená environmentálna škoda na úrovni 260 tisíc eur. Z hľadiska počtu osôb zúčastnených na tejto trestnej činnosti bolo identifikovaných najviac v roku 2011, resp. 2012 (viac ako 40 osôb), pričom vo zvyšku sledovaného obdobia počet páchatel'ov trestnej činnosti nepresiahol 20 osôb.

Pri neoprávnenom vypúšťaní znečisťujúcich látok (§ 302a) bola zistená spôsobená environmentálna škoda len v roku 2014 v rámci celého sledovaného obdobia a v tomto období nebola identifikovaná žiadna osoba podieľajúca sa na tejto trestnej činnosti.

Pri trestnej činnosti porušovania ochrany vôd (§ 303) neboli v sledovanom období rokov 2006 až 2016 zistené žiadne spôsobené škody, resp. neboli identifikované žiadne osoby podieľajúce sa na tejto trestnej činnosti. V prípade spôsobenia havarijného stavu z nedbanlivosti (§ 304) v oblasti vôd a ovzdušia boli kvantifikované spôsobené škody len v priebehu rokov 2006, 2008 a 2014. Vo zvyšku sledovaného obdobia nie sú vyčíslené žiadne škody v dôsledku tejto environmentálnej trestnej činnosti. Počet osôb identifikovaných pri páchaní trestnej činnosti v zmysle § 304 v celom

sledovanom období predstavuje dve osoby, ktoré sú evidované v rokoch 2012 a 2013.

Trestná činnosť porušovania ochrany rastlín a živočíchov so spôsobením škody väčšieho rozsahu (§ 305/1) v oblasti ukazovateľa spôsobenej škody zaznamenala stúpajúci trend v období rokov 2006 až 2007 s maximálnou škodou presahujúcou 100 000 tisíc eur, následne došlo k prudkému poklesu spôsobených škôd pod menej ako 1 000 tisíc eur v roku 2009 a od roku 2010 bol zaznamenaný opätovný nárast zistených environmentálnych škôd. Priemerná spôsobená škoda v celom sledovanom období predstavuje takmer 25 000 tisíc eur. V zmysle uvedeného ustanovenia § 350/1 možno sledovať závislosť medzi počtom objasnených prípadov a počtom týchto osôb s maximom v roku 2011, kedy bolo identifikovaných takmer 90 páchatel'ov trestnej činnosti. Oproti rokom 2006 a 2007 je evidentný nárast počtu osôb zúčastnených na tejto trestnej činnosti, pričom v priemere predstavuje tento počet 53 osôb.

Vývoj trestnej činnosti charakterizujúcej neoprávnený vstup motorovými vozidlami na lesný alebo poľnohospodársky pozemok (§ 305/2) zaznamenal v sledovanom období v porovnaní s rokom 2006 prudký pokles spôsobenej škody z hodnoty 900 tisíc eur na takmer nulovú hodnotu. Mierny nárast bol zaznamenaný v rokoch 2010 až 2012, no v nasledujúcich rokoch došlo opäť k poklesu na nulovú úroveň spôsobenej škody. V priemere škoda spôsobená touto trestnou činnosťou predstavuje 95 tisíc eur. Trend ukazovateľa počtu osôb sleduje vývoj počtu objasnených prípadov a v porovnaní s rokmi 2006 až 2008 možno konštatovať nárast počtu osôb zúčastnených na uvedenej trestnej činnosti, ktorý v priemere predstavuje 35 osôb za kalendárny rok.

Spôsobené škody v oblasti porušovania ochrany stromov a krov (§ 306) vykazujú značne premenlivý priebeh v sledovanom období. Nárast škôd v priebehu rokov 2006 až 2007 na úroveň 5 000 tisíc eur vystriedal pokles do roku 2009 (približne 160 tisíc eur). Opätovný nárast a pokles spôsobených škôd sledujeme v rokoch 2010 až 2013, kedy až do súčasnosti opäť narastá miera spôsobenej škody v dôsledku riešenej trestnej činnosti. Priemerná spôsobená škoda v celom sledovanom období predstavuje 1 800 tisíc eur. Obdobný premenlivý vývoj možno sledovať aj pri počte osôb, kde maximálne hodnoty boli zistené v roku 2009 (17 osôb), resp. v roku 2016 (18 osôb) a priemerný počet predstavuje 7 osôb za kalendárny rok.

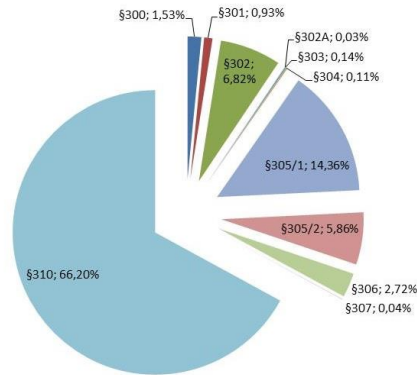
V oblasti trestnej činnosti šírenia nakažlivej choroby zvierat a rastlín (§ 307) bola spôsobená škoda zaznamenaná len v rokoch 2007 a 2008

s jedinou osobou pri tejto trestnej činnosti evidovanou v roku 2009.

Spôsobená škoda pri trestnom čine pytliactva (§ 310) zaznamenala oproti stavu v rokoch 2006 až 2008 (škoda v priemere 3 900 tisíc eur) prudký pokles na hodnoty blízke 100 tisíc eur, ktoré boli zistené v rokoch 2009 až 2016. Počet osôb

zúčastnených na uvedenej trestnej činnosti zaznamenáva klesajúci trend, a to najmä od roku 2011, čo súvisí ako s poklesom zistených prípadov, tak aj s poklesom objasnených prípadov. Priemerný počet páchatel'ov tejto trestnej činnosti predstavuje v celom sledovanom období takmer 400 osôb za kalendárny rok.

Počet zistených prípadov trestnej činnosti v rokoch 2006 - 2016

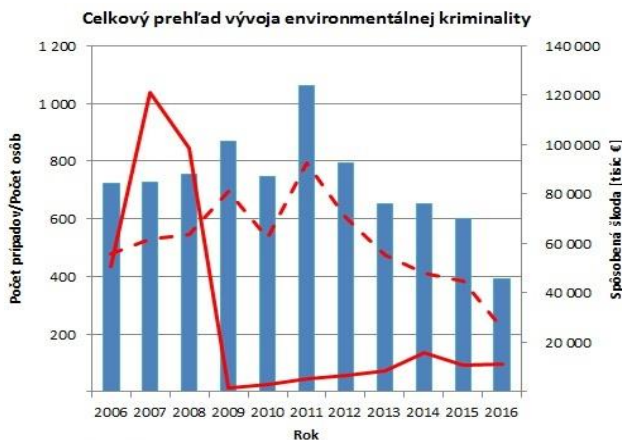


Obr. 3 Podiel jednotlivých environmentálnych trestných činov v období 2006 – august 2016
Fig. 3 The share of individual environmental crimes in the period 2006 – august 2016

Celkový prehľad podielu jednotlivých environmentálnych trestných činov (§ 300 až § 310) zistených v období rokov 2006 až 2016 (do augusta) je znázornený na obr. 3. Dominantným trestným činom v oblasti ŽP v rámci sledovaného obdobia je pytliactvo (§ 310) s 66 % podielom všetkých zistených prípadov. Trestná činnosť porušovania ochrany rastlín a živočíchov so spôsobením škody väčšieho rozsahu (§ 305/1) predstavuje takmer 15 % všetkých zistených prípadov environmentálnej trestnej činnosti. Približne rovnaký príspevok na úrovni 6 % vykazujú trestné činy neoprávneného vstupu motorovými vozidlami na lesný alebo poľnohospodársky pozemok (§ 305/2), resp. neoprávnené nakladanie s odpadmi (§ 302). Zvyšné trestné činnosti v oblasti ŽP z hľadiska podielu na celkovom množstve zistených prípadov nepresahuje úroveň 3%.

Celkový prehľad vývoja environmentálnej kriminality na Slovensku v sledovanom období

(sumár všetkých právnych ustanovení § 300 až § 310 vrátane spôsobených škôd a evidovaných osôb) znázorňuje obr. 4. Environmentálna trestná činnosť z hľadiska celkového počtu zistených prípadov (viac ako 1 000) a počtu osôb (takmer 800) zúčastnených na trestnej činnosti dosiahla maximum v roku 2011. Škoda spôsobená v dôsledku týchto trestných činov však dosiahla jednu z najnižších úrovní približne 5 500 tisíc eur (menšia škoda bola zaznamenaná už len v predchádzajúcich rokoch 2010 a 2009). Od tohto roku možno v nasledujúcom období sledovať pokles celkového množstva zistených prípadov (v roku 2015 iba 601 prípadov). Súčasne s poklesom trestných činov klesá aj počet osôb zúčastnených na trestnej činnosti. Od roku 2009 je možné sledovať mierny nárast úrovne spôsobenej škody, avšak tieto hodnoty sa zďaleka nepribližujú k maximum v roku 2007 (vyše 121 000 tisíc eur).



Obr. 4 Celkový prehľad vývoja environmentálnej kriminality v rokoch 2006 – august 2016
Fig. 4 General trend in environmental criminality from 2006 to august 2016

Okrem vyššie uvedených trestných činov, ktoré trestný zákon priamo zaraďuje medzi trestné činy proti ŽP (§ 300 až 310), by do tejto kategórie nepriamo mohli spadať aj ďalšie trestné činy, napr. nedovolená výroba a držanie jadrových materiálov, rádioaktívnych látok, vysoko rizikových chemických látok a vysoko rizikových biologických agensov a toxínov (§ 298 a 299), ako aj neoprávnené uskutočňovanie stavby (§ 299a), ktorými sa však tento článok nezaobrá.

Environmentálne právo rieši delikty proti životnému prostrediu na viacerých úrovniach – občianske právo, správne právo a vážnejšie delikty riešené trestným právom. V rámci trestného práva mohli byť donedávna stíhané iba fyzické osoby, pretože právnické osoby nedisponujú vôľovou zložkou, na druhej strane však za najzávažnejšími kauzami ohrozovania a poškodzovania životného prostredia často stoja práve právnické osoby. Trestnoprávne stíhanie právnických osôb je preto všeobecne považované za pozitívnu zmenu právneho systému.

Stanovenie trestnoprávnej zodpovednosti je mimoriadne náročná činnosť vyžadujúca od vyšetrovateľa spoluprácu s viacerými odborníkmi podľa konkrétneho druhu trestného činu (chemici, biológovia, environmentalisti, geológovia a i.), kedy treba jednoznačne a bez pochyb dokázať tzv. kauzálny nexus (príčinná súvislosť medzi protiprávnym konaním a nepriaznivým následkom). Úlohou trestnoprávnej ochrany životného prostredia je okrem perzekúcie aj preventíva a nastavenie takých pravidiel, aby hrozba trestov a sankcií pri uplatnení princípu ultima

ratio na úseku životného prostredia mala vyššie účinky než len administratívno-právne pokuty v rámci správneho konania. Zvláštny dôraz zasluhuje náhrada škody alebo odstránenie ujmy, ktoré sú však pri deliktoch voči životnému prostrediu často komplikované, kedy materiálovú hodnotu možno vypočítať relatívne bez problémov, ale omnoho náročnejšie je zistiť tzv. ekologickú ujmu ako nemajetkovú škodu pri historicky cenových predmetoch, napr. pri výrube 300 ročného stromu. Situáciu komplikuje aj skutočnosť, že znečistenie environmentu nepozná hranice a environmentálna škoda sa môže prejavíť aj na území iných štátov, kedy sa v závislosti od toho, či ide o stranu pôvodcu alebo dotknutú stranu, postupuje podľa medzinárodných zmlúv a dohôd.

ZÁVER

Pojem environmentálna kriminalita čoraz viac rezonuje v spoločenskom dianí či už vo svete alebo v SR. Táto oblasť trestných činov páchaných na ŽP vyžaduje aktívny prístup zákonodarných a kontrolných orgánov k riešeniu tejto problematiky. Postavenie environmentálnych trestných činov však z hľadiska verejnej mienky aj naďalej pretrváva v úzadí a nevyvoláva rovnakú mieru pohoršenia spoločnosti, ako je tomu v prípade iných trestných činov. Uvedené možno pripísať všeobecne nízkemu záujmu spoločnosti o veci verejné a o angažovanie sa v nich.

Analýzou environmentálnej kriminality v tomto článku bola zistená vo všeobecnosti níž-

ka objasniteľnosť prípadov trestnej činnosti, čo je spôsobené vysokou náročnosťou vyšetrovacieho procesu a preukázaním viny páchatel'ov. Kontrolné orgány SR v súčasnosti nedisponujú dostatočným počtom špecializovaných odborníkov na odhalenie environmentálnej kriminality a súčasne veľké množstvo zistených prípadov trestných činov proti ŽP nedospeje vzhľadom na absenciu dôkazových a usvedčujúcich materiálov do súdneho konania a teda k vyvedeniu trestno-právnej zodpovednosti.

Zo zistených štatistických údajov je možné konštatovať, že dlhodobo najvýznamnejší trestný čin v environmentálnej oblasti predstavuje pytliactvo (§ 310), ktoré dosahuje úroveň takmer 70 % všetkých trestných činov v tejto oblasti trestného zákona. Práve tento trestný čin však znamenal v poslednom období postupne klesajúci trend počtu zistených prípadov, čo je charakteristické pre väčšinu trestných činov spáchaných proti ŽP. Tento jav možno prisúdiť predovšetkým skutočnosti, že trestnú činnosť v oblasti ŽP nepácha jednotlivci, ale dochádza k organizovaniu zločineckých skupín, a preto je takúto trestnú činnosť čoraz náročnejšie postihovať.

Na základe analýzy jednotlivých sledovaných ukazovateľ'ov nemožno jednoznačne stanoviť závislosť medzi počtom prípadov a spôsobenou škodou v dôsledku trestnej činnosti. Počet osôb podieľajúcich sa na páchaní trestnej činnosti zhruba kopíruje vývojový trend počtu prípadov. Aj keď environmentálne právo vrátane trestného práva rieši väčšinu problémov pri neustále sa zhoršujúcom stave životného prostredia, v praxi najväčšie problémy spôsobuje stále slabá vymožiteľnosť práva, nedostatočné skúsenosti vyšetrovateľ'ov pre vysoko odbornú problematiku environmentu, kde majú páchatelia pred orgánmi činnými v trestnom konaní značný náskok. Štatistická analýza environmentálnej kriminality aj napriek jej vysokej latencii môže poukázať na slabé stránky vyšetrovania, odhaliť nedostatky v trestnom poriadku (napr. nízke sankcie) a poskytnúť námety na zlepšenie preventívny a nápravných opatrení.

LITERATÚRA

1. Konsolidované znenie Zmluvy o Európskej únii. In: EUR-Lex [právny informačný systém]. Úrad pre publikácie Európskej únie [cit. 17. 9. 2016].
2. Smernica Európskeho parlamentu a Rady 2008/99/ES z 19. novembra 2008 o ochrane životného prostredia prostredníctvom trestného práva. In: EUR-Lex [právny informačný systém]. Úrad pre publikácie Európskej únie [cit. 17. 9. 2016]. Dostupné na: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:328:0028:0037>
3. Rámcové rozhodnutie Rady 2003/80/SVV z 27. januára 2003 o ochrane životného prostredia prostredníctvom trestného práva,
4. Smernica Európskeho parlamentu a Rady 2004/35/ES o environmentálnej zodpovednosti,
5. Smernica Európskeho parlamentu a Rady 2005/35/ES zo dňa 7. septembra 2005 o znečisťovaní mora z lodí a o zavedení sankcií za porušenie
6. Zákon č. 300/2005 Z. z. Národnej rady Slovenskej republiky zo dňa 20. mája 2005, trestný zákon.
7. KLINDA J.: Environmentalistika a právo II. Krátky vývoj environmentalistiky a environmentálneho práva. MŽP SR 1998, Bratislava ISBN 80-88833-04-03.
8. KERN, M.: Možnosti účinného boja proti environmentálnej kriminalite v SR, Prezídium. Policajného zboru SR, [online] cit. 17. 9. 2016, Dostupné na: <http://www.konzervativizmus.sk/article.php?305>
9. Nariadenie Európskeho parlamentu a Rady 2037/2000/ES z 29. júna 2000 o látkach, ktoré poškodzujú ozónovú vrstvu
10. Ministerstvo vnútra SR, 2016: Štatistika kriminality v Slovenskej republike. Dostupné na: <http://www.minv.sk/?statistika-kriminality-v-slovenskej-republike-xml>
11. GARAYOVÁ L.: Niektoré otázky trestnej zodpovednosti za poškodzovanie životného prostredia Magister Officiorum 4, 111-120, 2014. ISSN 1338-5569.
12. RUŽIČKA, R.: Charakteristika kriminality páchanej na životnom prostredí pri nezákonom obchodovaní s voľne žijúcimi druhmi. Magister Officiorum 4, 94-99, 2014. ISSN 1338-5569.

PREHEADOVÉ ČLÁNKY

REVIEW ARTICLES

VPLYV DRUHU *BATRACHOCHYTRIUM DENDROBATIDIS* NA POPULÁCIU OBOJŽIVELNÍKOV

VERONIKA BARANOVÁ¹ – LENKA BOBUŠKÁ²

¹Katedra Zoologie, Přírodovědecká Fakulta, Univerzita Karlova, Albertov 6, 128 43 Praha, Česká republika, e-mail: veronikabaranovamail@gmail.com

²Katedra Ekológie, Fakulta Humanitných a Prírodných Vied, Prešovská Univerzita v Prešove, 17. novembra č. 1, 080 16 Prešov, Slovenská republika, e-mail: lenka.bobulska@unipo.sk

ABSTRACT

Baranová, V., Bobušká, L.: **Influence of *Batrachochytrium dendrobatidis* on amphibians population**

Amphibians have a huge species diversity, they are part of the food chain, an important substance of energy and carbon substance that are disturbed by amount of variable stress factors. A species *Batrachochytrium dendrobatidis*, the mold causing chytridiomycosis in frogs, has become a global environmental problem decimating amphibian populations in almost all continents. For this reason, it became the target of many science researches worldwide. The main aim of this paper is a general introduction of this species as well as its ecology and factors affecting its spread. A prerequisite is the knowledge of individual abiotic and biotic factors that may affect the development and expansion in its favour and thus extend chytrid fungi in different kinds of frogs and causing the death of individuals or entire populations. On the other hand, ecological factors can affect this species negatively and thus contribute to its regression. If the science wants to find out as effectively avoid the dissemination of *B. dendrobatidis* and thus the massive extinction of amphibians, there is a need to obtain detailed information especially about the ecology of this species.

Key words: chytridiomycosis, amphibians, abiotic and biotic factors, population, parasitism

ÚVOD

Obojživelníky majú obrovskú druhovú diverzitu, sú súčasťou potravných reťazcov, významného kolobehu látok energie a uhlíka, ktorú ale naruša množstvo stresov a medzi ne patrí aj katastrofálny dopad infekčného ochorenia na ich populácie vyvolaného druhom *Batrachochytrium dendrobatidis* (*B. dendrobatidis*). Táto pleseň spôsobujúca ochorenie chytridiomykózy hlavne u žiab, sa stala globálnym ekologickým problémom decimujúcim populácie obojživelníkov takmer na všetkých kontinentoch. Cieľom tohto príspevku je všeobecné oboznámenie sa s týmto druhom ako aj s faktormi vplývajúcimi na jeho rozšírenie. Ak však chceme zistiť ako efektívne zabrániť rozširovaniu druhu *B. dendrobatidis*, a tým aj masívnemu vymieraniu druhov obojživelníkov, musíme získať podrobné informácie predovšetkým o ekológii tohto rýchlo expanzívneho druhu.

Druh *B. dendrobatidis* (Langcore et al. 1999) taxonomicky zaradzujeme do kmeňa Chytridiomycota (slov. bunkovky/chytrídie). Sú to jednobunkové a vláknité huby tvoriace charakteristické bičíkaté výtrusy – zoospóry. Vyskytujú sa prevažne v sladkých vodách, niektoré v oceánoch a veľká časť v pôdach terestriálnych alebo semiterestriálnych stanovištiach. Chytrídie sú saprobionické huby degradujúce materiály ako sú chitín a keratín, alebo sú aktívnymi parazitmi rastlín, protist, bezstavovcov a stavovcov. V sladkovodných ekosystémoch sú veľmi dôležitými zložkami, ale ekologický význam tejto skupiny húb zostáva neobjasnený (Sparrow 1960; Dermek a Lizoň 1985; Alexopoulos et al. 1996; Barr 2001; James et al. 2006; Gleason et al. 2008). V rámci kmeňa Chytridiomycota patrí druh *B. dendrobatidis* do radu Rhizophydiales, o ktorého ekológii vieme len veľmi málo, ale je známe, že niektorí zástupcovia tohto radu z teplejších oblastí dokážu využívať pre svoj rast peľ (*Rhizophyidium spha-*

erotheca) alebo riasy (*Rhizophyidium fragilaria*) (Letcher et al. 2008; Gleason et al. 2010; Letcher a Powell 2012; Naff and Darcy. 2013). Rod *Batrachochytrium* zastupujú len dva druhy a to *B. dendrobatidis* (Longcore et al. 1999) a *B. salamandrivorans* (Martel et al. 2013). Takmer všetky parazitické chytridiomycéty napádajú hlavne rastliny, riasy, mikroskopické organizmy a bezstavovce. Práve kvôli parazitovaniu na stavovcoch, konkrétne obojživelníkoch sú druhy z rodu *Batrachochytrium* tak vzácné a z ekologického hľadiska nebezpečné (Fisher et al. 2009). *B. salamandrivorans* je druh chytrídie pôsobujúci smrteľné kožné infekcie u salamandier a mlokov, čo má za následok prudký pokles ich populácií v severozápadnej Európe a jej nedávne objavenie poskytlo ďalšie vysvetlenie fenoménu úbytku druhov obojživelníkov, ktorý sa stal súčasťou globálnej krízy biodiverzity. Spoločnými prvkami druhov *B. salamandrivorans* a *B. dendrobatidis* sú (1) vyvolávanie smrteľných kožných ochorení a (2) spojenie s vysokou úmrtnosťou či závažným úbytkom populácií obojživelníkov. Dodnes nie je presne jasné aký je hositeľský rozsah infekcií u *B. salamandrivorans* ako to už v súčasnosti poznáme u druhu *B. dendrobatidis*. Niektoré druhy žiab, červonov alebo mlokov, ako je napríklad ázijský druh mloka ohnivobruchého (*Cynops pyrrhogaster*), sú voči druhu *B. salamandrivorans* imunné, zatiaľ čo pre európske a americké druhy je infikovanie týmto druhom letálne (Martel et al. 2013, 2014).

CHYTRIDIOMYKÓZA

Chytridiomykóza je vážne globálne plesňové ochorenie spôsobené druhom *B. dendrobatidis*. Považuje sa za fatálne ochorenie post-metamorfovaných žiab, ktoré môže byť taktiež prenášané zdravými žubrienkami. Diagnostikovaná je viacerými spôsobmi. Medzi najmodernejšie cesty detekcie druhu *B. dendrobatidis* a tým aj prítomnosti chytridiomycéty je zistenie prítomnosti špecifických génov prostredníctvom molekulárnych techník (špecifické priméry Bd1a / Bd2a) (Berger et al. 1999; Annis et al. 2004; Civiš et al. 2010). Jediným potrebným orgánom pri diagnóze chytridiomykózy je koža, pretože sú infikované jej vrstvy a to konkrétne stratum corneum (zrohovatená vrstva) a stratum granulosum (vrstva zrnitých buniek). Výskumy Bergera et al. (1998) ukázali značné zdrsnenie a odlupovanie povrchu pokožky pomocou vyšetrenia snímacím elektrónovým mikroskopom povrchu kože infikovaných žiab. Typickými klinickými znakmi niektorých napadnutých žiab sú letargia, nechutenstvo, zmena farby kože a jej nadmerné odlupovanie. Niektoré jedince vykazujú zmeny správania a neurologické

príznaky. Počas dňa sedia nechránené so zadnými nohami priloženými voľne k svojmu telu, alebo majú pomalú odpoveď na hmatový stimul. Ak je s niektorými žabami manipulované, sú strnulé a trasú sa, taktiež rozťahujú zadné končatiny a sťahujú predné. Je možné predpokladať, že hromadenie kože na tele nie je špecifický znak pri iných ochoreniach, pri ktorých sa žaby stávajú letargické a neschopné si ju dávať dole, ale pri chytridiomykóze môže ísť o kožnú reakciu na infekciu. V poslednom, letálnom štádiu ochorenia dochádza k strate prirodzených reflexov jedincov a konečná smrť nastáva niekoľko dní po nástupe klasických klinických príznakov (Berger et al. 1998, 1999; Daszak et al. 1999; Civiš et al. 2010).

Chytridiomykóza má na svedomí celosvetovo viac ako 122 druhových vyhynutí. V ekológii voľne žijúcich zvierat sú infekčné choroby bežnou súčasťou. Vo svojej podstate môže byť choroba vnímaná ako ekologický, tak rovnako aj fyziologický proces. Z ekologického hľadiska, infekčné choroby predstavujú akýsi produkt interakcií medzi hositeľom a patogénom, často spolu s množstvom z iných druhov z danej komunity. Prikladom môže byť prenos parazita ovplyvnená prítomnosťou predátora, konkurenta alebo iného parazita. Z fyziologického hľadiska, proces, ako je infekcia, je veľmi ovplyvnený imunitou hositeľa, endokrinnou sústavou, telesnou zdatnosťou a replikačnou schopnosťou patogénu, na ktoré vo veľkej miere vplyvajú podmienky ich životného prostredia (Skerratt et al. 2007; Blaustein et al. 2012; Olson et al. 2013).

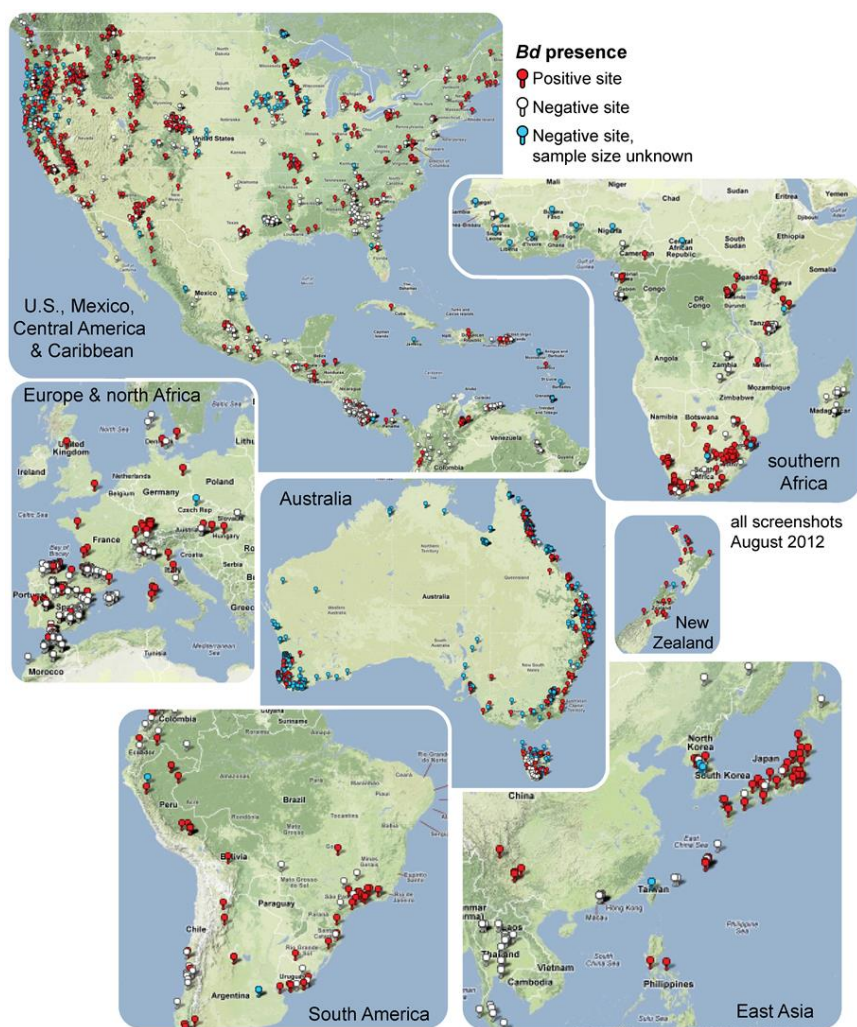
PÔVOD A ROZŠÍRENIE OCHORENIA

Náhle objavenie chytridiomykózy naznačuje, že jej etiologický činiteľ, druh *B. dendrobatidis*, bol do postihnutých oblastí niekoľkých kontinentov invadovaný. Pôvod tohto virulentného patogénu nám nie je presne známy, pretože najnovšie výskumy poukazujú na prítomnosť tohto druhu v zbierkach obojživelníkov deponovaných z viacerých kontinentov. Najstaršie záznamy druhu pochádzajú z brazílskych vzoriek žiab už z roku 1894, neskoršie pochádzajú z roku 1911 zo Severnej Kórei a z roku 1938 pochádzajú záznamy chytridiomykózy z afrického kontinentu, ktoré boli objavené u pazúrnatky vodnej (*Xenopus laevis*). Práve transport pazúrnatky vodnej bol pravým dôvodom rozšírenia patogénu takmer do celého sveta spustený už v tridsiatych rokoch minulého storočia. Tento druh žaby bol mimo Afriky využívaný na rôzne medicínske účely. Enormné množstvo jedincov bolo odchytených z voľnej prírody po roku 1934, a to po objavení

tehotenských testov pre ľudí. Tie boli totižto založené na princípe vyvolávania ovulácie u pazúrnatiek čo zapríčinil vysoký obsah gonádotropných hormónov, ktoré im boli podané prostredníctvom injekcií s močom tehotných žien (Rodriguez et al. 2014; Fong et al. 2015).

V súčasnosti je druh *B. dendrobatidis* rozšírený na všetkých kontinentoch okrem Antarktídy, kde sa prirodzene obojživelníky nevyskytujú. Údaje z roku 2012 uvádzajú výskyt patogénu v 52 krajinách (68%), kde sa intenzívne monitorovala prítomnosť infikovaných jedincov obojživelníkov, z ktorých bolo 516 pozitívnych z celkovo 1240 analyzovaných druhov obojživelníkov čo predstavuje približne 42%. Na obrázku 1 je znázornenie distribúcie druhu *B. dendrobatidis*

v globálnom merítku z roku 2012 (Olson et al. 2013). Údaje z tohto roka uvádzajú, že Slovensko a Česká republika patrilo ku krajinám s negatívnym výsledkom. Najnovšie výskumy napriek ich nízkej intenzite a monitoringu tohto druhu potvrdzujú jeho prítomnosť u niekoľkých druhov obojživelníkov a to u ropuchy obyčajnej (*Bufo bufo*), kunky červenobruchej (*Bombina bombina*) a kunky žltobruchej (*Bombina variegata*), skokana hnedého (*Rana temporaria*) a skokana zeleného (*Pelophylax* kl. *esculentus*) a taktiež sa potvrdila prítomnosť rodu *Batrachochytrium* u salamandry škvrnitej (*Salamandra salamandra*), mloka obyčajného (*Lissotriton vulgaris*) a mloka hrebenatého (*Triturus cristatus*) (Olson et al. 2013; Baláž et al.2014).



Obr. 1 Globálne rozšírenie druhu *B. dendrobatidis*
Fig. 1 Global distribution of *B. dendrobatidis* (Olson et al. 2013)

EKOLOGICKÉ FAKTORY OVPLYVNÚJÚCE ROZŠÍRENIE *B. DENDROBATIDIS*

Abiotické faktory dokážu obmedziť schopnosť introdukcie nového organizmu, alebo vyžadujú jeho adaptáciu. V rôznych modeloch distribúcií invazívnych druhov húb sa preukázala ako kritický faktor pre ich úspešnú introdukciu teplota. *B. dendrobatidis* má široké rozpätie teplôt a to od 4 – 25 °C. Práve takéto teplotné rozpätie dovoľuje tomuto druhu existovať v širokom spektre ekosystémov. Nie je však vylúčené, že táto chytrícia dokáže prezimovať len v určitých podmienkach, a to za pomoci len určitých hostiteľských druhov. Vystavený horúčave a vysokému suchu sa javí ako vysoko citlivý druh a pri 37 °C zomiera už počas štyroch hodín (Rollins-Smith et al. 2011; Gladieux et al. 2015; Baláž et al. 2013; Blaustein et al. 2012). V koži žiab bol nájdený špeciálny pigment pterorodín, ktorý odráža slnečné lúče v infračervenom spektre. Počas vyhrievania sa na slnku tento pigment dovoľuje telu zostať chladným kvôli termoregulácii, zatiaľ čo sa koža žiab nahreje. Vzhľadom nato, že druh *B. dendrobatidis* znesie len určitý rozsah teplôt, zvýšená teplota kože obojživelníkov vplyvom slnečného žiarenia môže byť jednoduchou cestou ako poraziť samotnú chytridiomykózu. Navyše, doba zvýšenej oblačnosti neumožňuje vystaviť kožu slnečným lúčom, čo môže byť v týchto tropických oblastiach dôvodom masových úhynov obojživelníkov (Morelle 2008). *B. dendrobatidis* je schopný žiť vo vodnom prostredí bez prítomnosti hostiteľa aj niekoľko týždňov. Optimálne pH pre rast tejto chytrície je v rozmedzí 6-7, pričom pomalší rast pozorujeme už pri pH 8 a minimálny rast pri pH 4 – 5. Je známych niekoľko dezinfektantov, ktoré majú na druh *B. dendrobatidis* smrtiaci účinok. Patrí medzi nich napríklad etanol a Virkon, ktoré dokážu zlikvidovať túto pleseň už za 30 sekúnd. (Johnson a Speare 2003; Piotrowski et al. 2004).

Tak ako na citlivosť obojživelníkov voči infekcii, tak aj na samotný druh *B. dendrobatidis* vplyvajú ako externé (environmentálne) tak špecifické interné (hostiteľské) faktory. K interným biotickým faktorom môžeme zaradiť pasívne obranné reakcie hostiteľa proti druhu *B. dendrobatidis* vylučovaním antimikrobiálnych peptidov, či hlienových protilátok a sekundárnych metabolitov. Rollins-Smith et al. (2011) dokázali, že hibernujúce druhy niektorých druhov produkujú malé množstvo týchto peptidov. Koža hostiteľov neob-

sahuje pre druh *B. dendrobatidis* len nebezpečné kožné peptidy, ale aj mikrobióm iných populácií, ktoré sú schopné inhibovať jeho rast. Zatiaľ čo niektoré mikróby obojživelníkov môžu byť potenciálnym patogénom, iné prinášajú benefity a stávajú sa symbiotickými. Medzi tie, ktoré majú negatívny vplyv na rast druhu *B. dendrobatidis* in vitro patria napríklad rody *Bacillus*, *Lysobacter*, *Pseudomonas*, *Stenotrophomonas*, *Aeromonas* a ďalšie. V laboratórnych experimentoch sa ako probiotikum na efektívne zabránenie infikovania žiab druhom *B. dendrobatidis* úspešne použil druh *Janthinobacterium lividum* (Rollins-Smith et al. 2011; Blaustein et al. 2012; Becker et al. 2015;). V prírodných populáciách obojživelníkov zostáva taktiež nepreskúmaná problematika adaptabilnej tolerance samotných hostiteľov na druh *B. dendrobatidis*. Podľa aktuálnych štúdií Savage a Zamudio (2016) identifikácia kľúčových imunogenetických vlastností voči odolnosti na druh *B. dendrobatidis* v prírodných populáciách je dôležitým krokom na obnovenie druhov. Kvôli globálnemu rozšíreniu a pretrvávaniu tejto chytridiomycéty si musia populácie obojživelníkov v divočine nakoniec vyvinúť rezistenciu, ktorá im umožní dlhodobé prežitie druhov. Podľa ich názoru, majú prírodné populácie obojživelníkov evolučný potenciál na prispôbenie sa chytridiomykóze. Pri analýze biotických faktorov druhu *B. dendrobatidis* v sladkovodných ekosystémoch musíme prihliadať na vplyv „požieračov“ z vodného prostredia. *B. dendrobatidis* má z parazitického hľadiska veľmi široký hostiteľský druhový rozsah. Z obojživelníkov napáda hlavne žaby, no objavuje sa aj mimo triedy Amphibia. Ako alternatívni hostelia sa preukázali sladkovodné raky, napríklad *Procambarus alleni*, *Procambarus clarkii* či *Orconectes virilis*. *B. dendrobatidis* pretrváva aj na riasach, rastlinách, suchozemských plazoch, vodnom vtáctve a hlístovcoch (McMahon et al. 2013; Havlíková et al. 2015; Kolby et al. 2015).

VHODNÉ EKOSYSTÉMY A HABITATY DRUHU *B. DENDROBATIDIS*

Oblasti najvhodnejšie pre tento druh zahŕňajú stanovištia, ktoré sa vyznačujú najvyššou svetovou diverzitou obojživelníkov. Tieto územia preferenčne trpia aj úbytkom, alebo úplnou stratou prirodzených habitatov. Z tohto dôvodu sa začali Becker a Zamudio (2011) zaoberať otázkou nega-

tívneho prepojenia výskytu *B. dendrobatidis* a intenzity infekcie v tropických oblastiach so stratou habitatov obojživelníkov. Štúdie sa týkali oblastí Kostariky a východnej Austrálie, kde zvýšená strata habitatov predpovedala nižšiu šancu výskytu ochorenia v populáciách obojživelníkov. Príčinami boli nižšia hostiteľská druhová bohatosť a suboptimálne podmienky v narušených habitatoch pre druh *B. dendrobatidis*. Z týchto dôvodov môžu aj antropogénne vplyvy prostredníctvom deforestácie a ich dopadov na životné prostredie v nížinách vysvetľovať zvýšený výskyt alebo až prepuknutie infekcie vo vysokých nadmorských výškach v neprístupných oblastiach pre človeka. Všetky tieto výsledky sú aj paradoxom, pretože obojživelníkom napadnutým chytridiomykózou v nedotknutých oblastiach dokážu narušené habitaty slúžiť ako úkryty pred ochorením, ale len pre druhy schopné zniesť vplyvy deforestácie. A z tohto dôvodu je fauna obojživelníkov buď ohrozená zákerným patogénom v nerušených oblastiach alebo stratou habitatov vplyvom ľudského zasahovania (Ron 2005). Podľa štúdií Kriegera a Hera (2007), *B. dendrobatidis* nie je naprieč rozmnožovacích stanovišť rozmiestnený náhodne a permanentné vodné toky sa oproti efemerálnym či terestriálnym habitatom obojživelníkov javia ako vhodnejšie stanovišťa pre rast tejto chytrície a rozširovanie chytridiomykózy. Takýto konkrétny príklad tečúceho potoka, v ktorom bol prítomný druh *B. dendrobatidis* je tropický potok El Copé v Paname, kde *B. dendrobatidis* spôsobil viac ako 90% pokles abundancie obojživelníkov a viac ako 60% pokles v druhovej pestrosti obojživelníkov (Johnson 2006).

ZÁVER

Globálny pokles populácií obojživelníkov je jedným z najväčších ekologických problémov 20. a 21. storočia, ktorým sa celosvetovo zaoberalo množstvo výskumov a vedcov hľadajúcich príčiny, mnohokrát až katastrofálnych rozmerov. Nepoznáme jednotnú príčinu rapidného znižovania stavov, pretože na populácie obojživelníkov počas ich životného cyklu vplýva celá rada negatívny stresov. Prírodné stresy ako sú kompetícia, predátorstvo, reprodukcia, dostupnosť zdrojov a choroby môžu byť v prírode miešané so stresmi priamo alebo nepriamo vyvolané ľudským vplyvom. K takým zaradujeme deštrukcie prírodných habitatov, zavlečenie invázných druhov, environmentálnu chemickú kontamináciu a klimatické, či atmosférické zmeny (Blaustein et

al. 2012). Vo vedeckých komunitách vzrástol aj záujem hľadiť na ekologické podobnosti medzi hostiteľsko-parazitickým vzťahom a vzťahom medzi predátorom a jeho korisťou. Ako parazit, tak aj predátor má potenciál na kontrolu hustoty populácie a rovnako aj zmenu individuálnych znakov hostiteľa alebo koristi. Ich účinky sa môžu objaviť v rôznych fázach interakcie, pred, po alebo počas fyzického kontaktu s nepriateľom a dokážu viesť ku kvalitatívne podobnej denzite a nepriamym dôsledkom na iných členov spoločenstva (Rasconi et al. 2012; Preston et al. 2014). Obojživelníky predstavujú dôležité spojenie akvatických a terestriálnych potravných sietí a rozširujúce sa poklesy populácií alebo až miznutia celých druhov môžu mať pre takto narušené ekosystémy ďalekosiahle dôsledky. Už žubrienky žiab dokážu požírať väčšie množstvá vodných rias. Počas metamorfózy prenesú obojživelníky z vodných do suchozemských ekosystémov značné množstvo živín. V dospelosti zase obojživelníky zastávajú predátorskú rolu hmyzožravcov a pre vtáky, cicavce a plazy sú dôležitou korisťou. Strata obojživelníkov v tak veľkom rozsahu ako prebieha v súčasnosti s vplyvom chytridiomykózy ako jedným z hlavných stresov, môže mať ireverzibilné dôsledky na globálnej úrovni ekosystémov. Následky straty biodiverzity na ekosystémovej úrovni môžu byť zložité, dlhotrvajúce, zahŕňajúce zmeny v primárnej produktivite, prenose energii medzi vodnými a suchozemskými habitatmi, v kompozíciách a interakciami medzi organizmami na rôznych stupňoch trofických úrovní. A práve z týchto dôvodov by mohli mať rapidne poklesy populácií obojživelníkov, na ktorých sa v neúnosnej miere podieľa aj druh *B. dendrobatidis*, nemalé ekologické dôsledky (Johnson 2006; Blaustein et al. 2012).

Podakovanie

Autori ďakujú agentúre VEGA č. 2/0013/16 za finančnú podporu pri riešení projektu, v rámci ktorého vznikol prezentovaný príspevok.

LITERATÚRA

- ALEXOPOULOS, C. J. et al. 1996. *Introductory Mycology*. 4th edition. John Wiley & Sons, Inc. ISBN: 978-0-471-52229-4.
- ANNIS, S. L. et al. 2004. A DNA-based assay identifies *Batrachochytrium dendrobatidis* in amphibians. *Journal of Wildlife Diseases* 40:420–428.
- BALÁŽ, V. et al. 2013. Fatal chytridiomycosis and infection loss observed in captive toads infected in the wild. *Acta Vet. Brno*. 82: 351–355.

- BALÁŽ, V. et al. 2014. Assessing risk and guidance on monitoring of *Batrachochytrium dendrobatidis* in Europe through identification of taxonomic selectivity of infection. *Conserv Biol* 28: 213–223.
- BARR, D. J. S. 2001. Chytridiomycota. In: *McLaughlin, D. J., McLaughlin, E. G. & Lemke, P. A. (ed.), The Mycota. VIIA. Systematics and Evolution*. Springer Verlag, Berlin. p. 93–112.
- BECKER, C.G. and ZAMUDIO, K.R. 2011. Tropical amphibian populations experience higher disease risk in natural habitats. *Proc Natl Acad Sci U S A* 108: 9893–9898. doi: 10.1073/pnas.1014497108.
- BECKER, M. H. et al. 2015. Phylogenetic distribution of symbiotic bacteria from Panamanian amphibians that inhibit growth of the lethal fungal pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis*. *Molecular Ecology*. 24: 1628–1641. doi: 10.1111/mec.13135
- BERGER, L. et al. 1998. „Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America“. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 95 (15): 9031–6.
- BERGER, L. et al. 1999. Chytrid fungi and amphibian declines: Overview, implications and future directions. In: *Campbell A, editor. Declines and disappearances of Australian frogs*. Canberra, Australia: Biodiversity Group Environment Australia.
- BLAUSTEIN, A. R. et al. 2012. Ecophysiology meets conservation: understanding the role of disease in amphibian population declines. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 367:1688–1707.
- CIVIŠ, P. et al. 2010. Chytridiomykóza, hrozba pro naše obojživelníky? *Ochrana přírody* 65(4):18–20.
- DASZAK, P. et al. 1999. Emerging Infectious Diseases and Amphibian Population Declines. *Emerging infectious diseases*. 5(6): 735–748.
- DERMEK, A., and LIZOŇ P. 1985. *Malý atlas húb*. Slovenské pedagogické nakladateľstvo. Ba. 2.vyd. 548 str.
- FISHER, M. C. et al. 2009. Global emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis* and amphibian chytridiomycosis in space, time and host. *Ann Rev Microbiol* 63: 291–310. doi: 10.1146/annurev.micro.091208.073435.
- FONG, J.J. et al. 2015. Early 1900s detection of *Batrachochytrium dendrobatidis* in historical Korean amphibians. *PLoS One* 10: e0115656.
- GLADIEUX, P. et al. 2015. The population biology of fungal invasions. *Molecular Ecology*. 24: 1969–1986. doi: 10.1111/mec.13028.
- GLEASON, F. H. et al. 2008. „The ecology of chytrids in aquatic ecosystems: roles in food web dynamics.“ *Fungal Biology Reviews* 22.1 (2008): 17–25.
- GLEASON, F. H. et al. 2010. Can zoosporic true fungi grow or survive in extreme or stressful environments? *Extremophiles* 14: 417–425.
- HAVLÍKOVÁ, B. et al. 2015. First systematic monitoring of *Batrachochytrium dendrobatidis* in collections of captive amphibians in the Czech Republic. *Amphibia-Reptilia*: 36; 27–35.
- JAMES, T.Y. et al. 2006. „A molecular phylogeny of the flagellated fungi (Chytridiomycota) and description of a new phylum (Blastocladiomycota)“. *Mycologia* 98 (6):860–871. doi:10.3852/mycologia.98.6.860. PMID 17486963
- JOHNSON, M. L. and SPEARE, R. 2003. Survival of *Batrachochytrium dendrobatidis* in Water: Quarantine and Disease Control Implications. *Emerging Infectious Diseases* 9 (8): 922–925.
- JOHNSON, P. T. J. 2006. Amphibian diversity: Decimation by disease. *Proc Natl Acad Sci U S A* 103: 3011–3012. doi: 10.1073/pnas.0600293103.
- KOLBY, J. E. et al. 2015. Terrestrial Dispersal and Potential Environmental Transmission of the Amphibian Chytrid Fungus (*Batrachochytrium dendrobatidis*). *PLoS ONE* 10(4): e0125386. doi: 10.1371/journal.pone.0125386.
- KRIGER, K. M. and HERO, J. M. 2007. The chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* is non-randomly distributed across amphibian breeding habitats. *Diversity and Distributions* 13:781–188.
- LETCHER, P. M. et al. 2008. „Ultrastructural and molecular analyses of Rhizophydiales (Chytridiomycota) isolates from North America and Argentina“. *Mycol. Res.* 112 (Pt 7): 759–782. doi:10.1016/j.mycres.2008.01.025. PMID 18501579.
- LETCHER, P. M. and POWELL, M. J. 2012. *A taxonomic summary and revision of Rhizophyidium (Rhizophydiales, Chytridiomycota)*. Zoosporic Research Institute. No. 1. Imprint Tuscaloosa, AL: University Printing, The University of Alabama. 216 pgs. ISBN: 978-0-615-66279-4.
- LONGCORE, J. E. et al. 1999. *Batrachochytrium dendrobatidis* gen. et sp. nov., a chytrid pathogenic to amphibians. *Mycologia* 91:219–227.
- MARTEL, A. et al. 2013. „*Batrachochytrium salamandrivorans* sp. nov. causes lethal chytridiomycosis in amphibians“. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110 (38):15325–15329. doi:10.1073/pnas.1307356110.PMC 3780879. PMID 24003137.
- MARTEL, A. et al. 2014. „Recent introduction of a chytrid fungus endangers Western Palearctic salamanders“. *Science* 346 (6209):630–631. doi:10.1126/science.1258268. PMID 25359973.
- MCMAHON, T. et al. 2013. Chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* has nonamphibian hosts and releases chemicals that cause pathology in the absence of infection. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 110, 210–215.
- MORELLE, R. 2008. Sun-loving frogs aid fungus fight [online]. [cit. 2016-03-24]. Dostupné z: <http://news.bbc.co.uk/2/hi/science/nature/7464437.stm>
- NAFF, J. L., and DARCY, S. K. 2013. Schmidt Phylogeny and biogeography of an uncultured clade of snow chytrids. *Environmental microbiology*. 2672–2680 pages.

- OLSON, D. H. et al. 2013. Mapping the global emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis*, the amphibian chytrid fungus. *PLoS One* 8(2):e56802. doi: 10.1371/journal.pone.0056802.
- PIOTROWSKI, J. S. et al. 2004. „Physiology of *Batrachochytrium dendrobatidis*, a chytrid pathogen of amphibians“. *Mycologia* 96 (1):9-15. doi:10.2307/3761981. JSTOR 3761981.
- PRESTON, D. L. et al. 2014. Natural enemy ecology: comparing the effects of predation risk, infection risk and disease on host behaviour. *Functional Ecology*. 28: 1472–1481. doi: 10.1111/1365-2435.12293.
- RASCONI, S. et al. 2012. Phytoplankton chytridiomycosis: community structure and infectivity of fungal parasites in aquatic ecosystems. *Environmental Microbiology*. 14: 2151–2170. doi: 10.1111/j.1462-2920.2011.02690.x
- RODRIGUEZ D. et al. 2014. Long-term endemism of two highly divergent lineages of the amphibian-killing fungus in the Atlantic Forest of Brazil. *Mol Ecol* 23: 774–787. doi: 10.1111/mec.12615.
- ROLLINS-SMITH, L. A. et al. 2011. Amphibian Immune Defenses against Chytridiomycosis: Impacts of Changing Environments. *Integr Comp Biol*. 51: 552–562.
- RON, S. R. 2005. Predicting the Distribution of the Amphibian Pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* in the New World. *Biotropica*. 37: 209–221. doi: 10.1111/j.1744-7429.2005.00028.x
- SAVAGE, A. E., and ZAMUDIO, K. R. 2016. Adaptive tolerance to a pathogenic fungus drives major histocompatibility complex evolution in natural amphibian populations. *Proc. R. Soc. B* 28320153115. DOI 10.1098/rspb.2015.3115.
- SKERRATT, L. F. et al. 2007. Spread of chytridiomycosis has caused the rapid global decline and extinction of frogs. *EcoHealth* 4: 125-134.
- SPARROW, F. K. 1960. Aquatic Phycomycetes. *Ann Arbor, MI: The Univ. of Michigan Press*. pp. 16–18.

EXTRAKCIA S VYUŽITÍM TEPLoty ZÁKALU MICELÁRNYCH ROZTOKOV – „ZELENÁ“ METÓDA ŠPECIÁCIE ARZÉNU

MARTINA DUDOVÁ¹ – MIROSLAVA SMRČOVÁ² – ALEXANDER HUDÁK²

¹Technická univerzita v Košiciach, Hutnícka fakulta, Ústav recyklačných technológií, Letná 9, 042 00 Košice, email: martina.dudova@tuke.sk

²Univerzita veterinárskeho lekárstva a farmácie v Košiciach, Katedra chémie, biochémie a biofyziky, Ústav farmaceutickej chémie, Komenského 73, 041 81 Košice, email: miroslava.smrцова@uvlf.sk, alexander.hudak@uvlf.sk

ABSTRACT

Dudová M., Smrčová M., Hudák A.: **Cloud Point Extraction – „Green“ method of arsenic speciation**

Arsenic is to be found in different oxidation states and it can form various species, most often As^{III} which is carcinogenic. Total arsenic content can be determined mostly by methods of atomic spectrometry. In order to determine the concentration of each specie separately, especially the content of carcinogenic As^{III}, one needs to separate it from other species before the analysis. Specie-based analysis consist, in general, of two steps: firstly, separation via various forms of arsenic and secondly, their quantification. Cloud point extraction (CPE) was proven to be a suitable technique for this task since it is accurate, effective, safe, and neither time nor money consuming. CPE extraction uses low amounts of organic solvents, thus being environmentally-friendly. The combination of such a separation method with the detecting techniques – such as atomic absorption spectrometry with electrothermal atomisation, or atomic absorption spectrometry with the hydride generation, atomic fluorescent spectrometry with the hydride generation, or UV-VIS spectrometry – may be the key to detecting various forms of arsenic. It is possible to create an easy, highly sensitive, and eco-based methodology which is to be used to determine trace content of arsenic in any environmental samples, food products, or biological samples.

Key words: cloud point extraction, arsenic speciation, mineral waters

ÚVOD

Arzén je klasifikovaný ako toxický prvok s karcinogénnymi účinkami. Chronická expozícia môže viesť k závažným poškodeniam organizmu, ako napríklad k vzniku rakoviny pľúc, pečene, obličiek, či kože, rozvoju diabetes, anémie, ako aj porúch imunitného, nervového a reprodukčného systému (AREDES et.al. 2012, AYOTTE et.al. 2014, SHARMA – SOHN 2009).

Tento ťažký kov sa v prírode vyskytuje v rôznych oxidačných stupňoch (As^V, As^{III}, As⁰, As^{-III}) a špeciách, ktoré majú rôzne vlastnosti. V oxidačnom prostredí sa arzén vyskytuje prevažne vo forme aniónov. V procese degradácie dochádza len k jeho premene na inú oxidovanú formu, prípadne na anionickú formu (CHOONG et.al. 2007, ABDOLMOHAMMAD-ZADEH – TALLEB 2014).

Vo vodnom prostredí existuje obvykle v dvoch dominantných oxidačných stupňoch, ako arzenitan (As^{III}) a arzeničnan (As^V), ale tiež vo forme aniónov kyselín a ich solí. Toxicita arzénu závisí od konkrétnej formy, v ktorej sa vyskytuje. Anorganické zlúčeniny arzénu sú toxickejšie ako organické (AREDES et.al. 2012, AYOTTE et.al. 2014, TANG et.al. 2005, ZHANG et.al. 2010). Gürkan a kol. (GÜRKAN et.al. 2015) uvádza, že arzenitan (As^{III}) je niekoľko stonásobne toxickejší ako organický arzén a 25 – 60 krát toxickejší ako arzeničnan (As^V).

Prítomnosť arzénu v prírodných vodách súvisí s procesom jeho lúhovania zo zdrojových hornín a sedimentov obsahujúcich zlúčeniny arzénu. Obsah prítomného arzénu kolíše v závislosti od meteorologických podmienok, ako napríklad striedanie obdobia dažďov a sucha. Vo vodnom

prostredí je forma výskytu zlúčenín arzénu závislá od podmienok prostredia (predovšetkým pH). Arzeničnany sú stabilné za aeróbných podmienok, zatiaľ čo arzenitany za anaeróbných, mierne redukčných podmienok prostredia (CHOONG et.al. 2007). Rôzne formy arzénu môžu byť prítomné v prírodných, ale aj v pitných vodách.

Prípustný obsah arzénu v minerálnych vodách v Slovenskej republike je $0,05 \text{ mg dm}^{-3}$ (POTRAVINOVÝ KÓDEX) a v pitnej vode $0,01 \text{ mg dm}^{-3}$ (NARIADENIE VLÁDY Slovenskej republiky 354/2006 Z.z.). Jedným z aspektov, ktoré znemožňujú spoľahlivo stanoviť potenciálne riziko toxicity minerálnych vôd obsahujúcich arzén je skutočnosť, že oxidačný stupeň arzénu vo vode nie je možné zistiť bežnými analytickými metódami pre stanovenie arzénu. Je možné stanoviť celkový obsah arzénu, bez ohľadu na oxidačný stupeň. Ako už bolo uvedené, arzenitan je toxikkejší ako arzeničnan, preto je nevyhnutné poznať koncentráciu jednotlivých špecií a tak určiť riziko toxicity (AREDES et al. 2012, AYOTTE et al. 2014, GÜRKAN et al. 2015). Obzvlášť v posledných rokoch je značná časť výskumu zameraná na stanovenie obsahu jednotlivých špecií arzénu v environmentálnych a biologických vzorkách.

METÓDY VHODNÉ PRE ŠPECIÁCIU ARZÉNU

Špeciálna analýza As^{III} a As^{V} vo všeobecnosti pozostáva zo separácie rôznych foriem arzénu a ich následnej kvantifikácie. Na špeciáciu arzénu vo vodných roztokoch je možné zvoliť viacero metód, ako napríklad extrakciu s využitím teploty zákalu micelárnych roztokov, extrakciu tuhou fázou, sekvenčnú extrakciu, kvapalinovú chromatografiu, či kapilárnu elektroforézu. Tieto metódy sú obvykle prepojené s atómovou absorpčnou spektrometriou ako metódou na stanovenie obsahu arzénu. Zvolená metóda špeciácie musí byť najmä spoľahlivá, efektívna, bezpečná, rýchla, ekonomicky a časovo nenáročná (CHEN et al. 2014). Keďže novodobým trendom nielen v priemyselnej, ale aj laboratórnej chemickej praxi je dodržiavanie princípov „zelenéj chémie“, je potrebné, aby spotreba používaných organických rozpúšťadiel bola čo najnižšia, čím je okrem iného zabezpečená šetrnosť vybranej metódy k životnému prostrediu, ako aj ľudskému zdraviu.

EXTRAKCIA S VYUŽITÍM TEPLoty ZÁKALU MICELÁRNYCH ROZTOKOV (CPE – CLOUD POINT EXTRACTION)

Extrakcia s využitím teploty zákalu micelárnych roztokov bola prvý krát popísaná v roku 1976 vedcami Miura a kol. (GOUDA – AMIN 2015, ALTUNAY – GÜRKAN 2015). Neskôr sa vďaka možnosti rýchlej separácie a prekoncentrácie analytov stala jednou z najvyužívanejších efektívnych a k životnému prostrediu šetrných metód. Ide o proces sprostredkovaný micelami, kde sa jednotlivé špecie analytov separujú na základe ich hydrofóbnosti s využitím povrchovo aktívnych látok (GÜRKAN et al. 2015, COSTA et al. 2015).

Táto technika je vhodnou alternatívou ku kvapalinovej extrakcii a disponuje množstvom výhod, medzi ktoré patrí vysoká návratnosť, nízke náklady, bezpečnosť, nízka spotreba organických rozpúšťadiel a možnosť kombinácie s rôznymi detekčnými technikami (GÜRKAN et al. 2015, GALBEIRO et al. 2014, GOUDA 2014).

CPE je považovaná za takzvanú „zelenú metódu“ najmä kvôli využívaniu zriedeného roztoku povrchovo aktívnych látok (surfaktantov) ako extrakčného média, čo je taktiež výhodné z finančného hľadiska. Surfaktanty nie sú toxické, prchavé a horľavé v porovnaní s organickými rozpúšťadlami používanými v kvapalinovej extrakcii (GOUDA 2014).

ZÁKLADNÝ PRINCÍP CPE

CPE metóda zahŕňa 3 základné kroky: 1. solubilizáciu analytov do micelárnych agregátov, 2. zakalenie a 3. fázovú separáciu (GOUDA 2014).

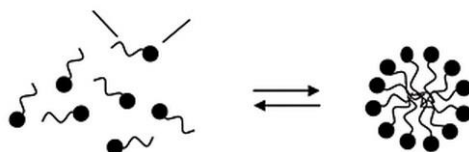
Micely sú v dôsledku ich heterogénnej štruktúry využívané v analytickej chémii predovšetkým za účelom prekoncentrácie a separácie analytov. Sú schopné selektívne interagovať s rôznymi molekulami rozpustených látok a dokážu výrazne modifikovať chemickú rovnováhu, rozpustnosť, kinetiku a spektroskopické vlastnosti analytov a činidiel (GOUDA – AMIN 2014).

Táto technika je založená na procese prenosu neiónového surfaktantu z jednej kvapalnej fázy do druhej, za súčasného zahrievania roztoku nad teplotu bodu vzniku zákalu (GOUDA – AMIN 2014), pri ktorej dochádza k formovaniu micely (Obr. 1). Roztok sa vznikom micel zakalí (AL-

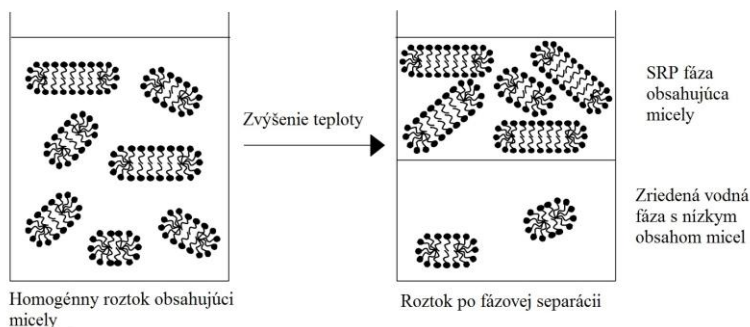
TUNAY – GÜRKAN 2015). Ak teplota roztoku presiahne teplotu bodu vzniku zákalu, dochádza k dehydratácii jednotlivých micel a vzniku ich agregátov. Následná centrifugácia a ochladenie celej zmesi vedie k makroskopickej fázovej separácii roztoku na 2 fázy: surfaktantom obohatenú fázu (SRP) malého objemu a zriedenú vodnú fázu (Obr. 2). Analyt je extrahovaný do surfaktantom obohatenej fázy obsahujúcej micely ako hydrofóbne kovové komplexy s príslušným komplexačným či-

nidlom (ALTUNAY – GÜRKAN 2015, GHAEDI et.al. 2011). Jednoduchá schéma procesu separácie pomocou CPE je znázornená na Obr. 3.

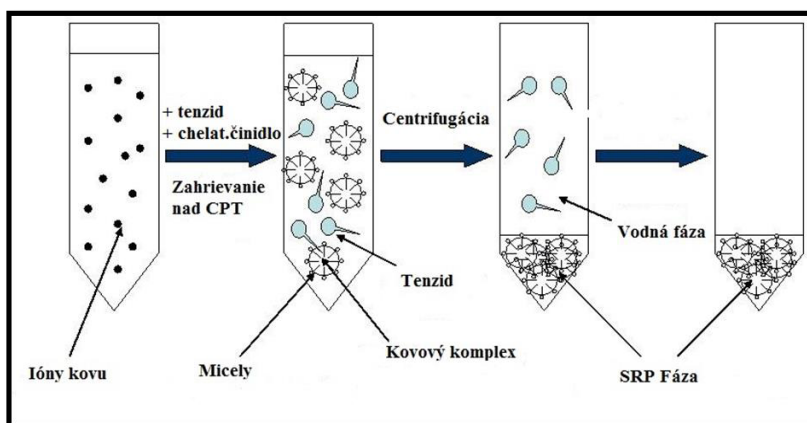
Efektivita tejto metódy závisí od hydrofóbnosti ligandu a vytvoreného komplexu, od rovnovážnych konštánt v micelárnom prostredí, ako aj od kinetiky tvorby komplexu a jeho prenosu medzi fázami v priebehu separácie (GOUDA – AMIN 2014).



Obr. 1 Schematické znázornenie formovania micely (RANGEL – YAGUI 2004)
Fig. 1 Schematic illustration of micelle forming (RANGEL – YAGUI 2004)



Obr. 2 Znázornenie fázovej separácie zmesi vplyvom teploty (RANGEL – YAGUI 2004)
Fig. 2 Representation of phase separation of the mixture due to temperature (RANGEL – YAGUI 2004)

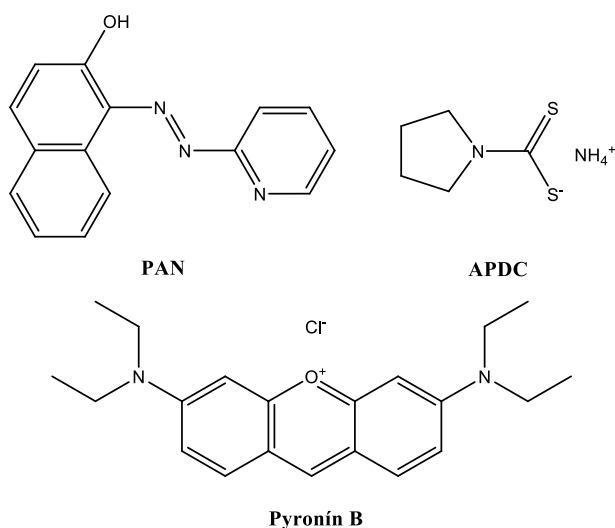


Obr. 3 Schematické znázornenie procesu CPE extrakcie (EL-NAGGAR 2010)
Fig. 3 Schematic illustration of CPE extraction process (EL-NAGGAR 2010)

VÝBER VHODNÉHO CHELATAČNÉHO ČINIDLA

Vytvorenie hydrofóbneho komplexu kovového iónu s chelatačným činidlom a jeho následná extrakcia do SRP fázy je jedným z hlavných faktorov, ktorý ovplyvňuje účinnosť separácie kovových iónov vo vodnom roztoku. Tento komplex musí byť dostatočne hydrofóbny, má mať vysoký rozdeľovací koeficient, vznikáť rýchlo a kvantitatívne. Medzi univerzálne chelatačné činidlá pre CPE extrakciu (Obr. 4) zaraďujeme najmä APDC (amónium pyrolidínditiokarbamát), PAN

(1-(2-pyridylazo)-2-naftol) alebo rôzne chinolínové deriváty. Vytvárajú hydrofóbne zlúčeniny s väčšinou kovových iónov (HAGAROVÁ 2008). Pre špeciáciu As v prírodných vodách sa najčastejšie používa APDC (TANG et al. 2005, COSTA et al. 2015), Pyronín B (3,6-bis(dietylamino) xantylíum chlorid) (ULUSSOY et al. 2011), ktoré reagujú s As^{III}. Pre prekoncentráciu As^V sa využívajú napríklad amónium heptamolybdát tetrahydrát ((NH₄)₆Mo₇O₂₄ · 4 H₂O) (SHEMIRANI et al. 2005, COSTA et al. 2015) alebo akridínová oranž (ALTUNAY – GÜRKAN 2015).

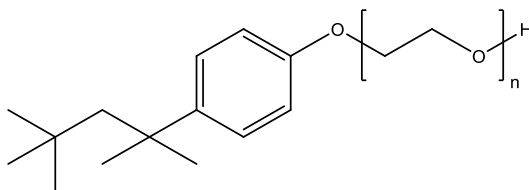


Obr. 4 Chemická štruktúra chelatačných činidiel PAN, APDC a Pyronínu B
Fig. 4 Chemical structure of the chelating agents PAN, APDC and Pyronine B

VÝBER VHODNÉHO EXTRAKČNÉHO ČINIDLA – TENZIDU

Ďalším významným kritériom pre úspešný priebeh CPE extrakcie je vhodne zvolený tenzid. Na veľkosť prekoncentračného faktora a extrakčný výťažok vplyva dĺžka alkylového reťazca neiónového tenzidu, prítomnosť aromatickej skupiny, počet oxy-etylénových jednotiek a taktiež koncentrácia tenzidu. Vo väčšine publikovaných prác sa ako tenzid pri špeciácii As využíva TRITON

X-114 (polyoxyetylén-7,5-oktylfenoxyéter, Obr. 5), ktorý je neprchavý a netoxický (BAIG et al. 2009, COSTA et al. 2015, GÜRKAN et al. 2015, SHEMIRANI et al. 2005, TANG et al. 2005, ULUSSOY et al. 2011). Všeobecne patrí medzi najviac aplikovateľné tenzidy, predovšetkým z dôvodu ľahkej dostupnosti, finančnej nenáročnosti, vysokej čistote a stability. Použitie TRITONU X-114 je výhodnejšie aj z hľadiska teploty, pri ktorej dochádza k vzniku zákalu (30 °C) v porovnaní s použitím iných tenzidov, ako napríklad TRITONU X-100 s teplotou zákalu 65 °C (HAGAROVÁ 2008, PYTLAKOVSKA et al. 2013).



Obr. 5 Chemická štruktúra tenzidu TRITON X-114
Fig. 5 Chemical structure of the surfactant TRITON X-114

ĎALŠIE PODMIENKY OVPLYVŇUJÚCE PRIEBEH CPE

Účinnosť prekoncentrácie závisí aj od ďalších podmienok, akými sú pH roztoku vzorky, čas a teplota inkubácie, separácia fáz a výber vhodného činidla na zriedenie SRP fázy. Najmä v prípade kovových chelátov reakciu medzi analytom a komplexačným činidlom značne ovplyvňuje aj pH roztoku vzorky. Pre zaistenie konštantnej hodnoty pH počas celého experimentu je potrebné upraviť hodnotu pH prídavkom tlmivého roztoku (HAGAROVÁ 2008). Okrem tlmivého roztoku môžu byť pridávané aj iné činidlá, napríklad etanol, prídavkom ktorého dochádza k zvýšeniu teploty potrebnej na vytvorenie tenzidu, čím sa zlepšuje kinetika fázovej separácie. Prítomnosť anorganických elektrolytov naopak túto teplotu znižuje (SILVA et al. 1997).

Za účelom dosiahnutia čo najľahšej fázovej separácie a čo najefektívnejšej prekoncentrácie kovových iónov musí byť teplota inkubácie vyššia ako teplota vzniku zákalu. Pri termálne nestabilných kovových komplexoch sa však zvyšovanie teploty inkubácie neodporúča, nakoľko môže dochádzať k rozpadu komplexu (GOUDA – AMIN 2014, HAGAROVÁ 2008, SHOKROL-LAHI et al. 2008).

Po inkubácii dochádza k separácii fáz, ktorej cieľom je odseparovanie SRP fázy obsahujúcej analyt od vodnej fázy. Tento proces je možné urýchliť použitím centrifúgy (centrifugácia trvá obvykle 5 – 10 minút). Následne sa zmes ochladzuje v ľadovom kúpeli, prípadne v kúpeli so zmesou ľadu a NaCl. SRP fáza sa stáva vysoko viskóznou a vodnú fázu je tak možné jednoducho odstrániť aj dekantáciou. Za účelom zvýšenia prekoncentračného faktoru je vhodné zmes po odstránení vodnej fázy zahriať vo vodnom kúpeli alebo v sušiarňi na teplotu 100 °C, čím sa odstráni aj posledné zvyšky vody (HAGAROVÁ 2008).

Posledným krokom pred analýzou je zníženie viskozity SRP fázy pre uľahčenie jej analýzy a bezproblémové nadávkovanie vzorky použitím vhodného činidla. Výber opäť závisí od použitého tenzidu, metódy detekcie a stanovovaného analytu (HAGAROVÁ 2008, GHAEDI et al. 2011). Často sú používané napríklad kyselinové roztoky organických rozpúšťadiel ako metanol a etanol (pri stanovení analytu metódou FAAS), koncentrované kyseliny (napr. HCl pri analýze pomocou ICP-OES), či 100 % organické činidlá (napr. acetonitril pre fluorimetrické stanovenia) (SAMAD-DAR – SEN 2014).

MOŽNOSTI ANALÝZY EXTRAKTU

Existuje viacero metód stanovenia obsahu arzénu vo vzorkách. Keďže sa vo vzorkách po špeciácii nachádzajú len veľmi nízke obsahy arzénu, je dôležité, aby bola dosiahnutá čo najvyššia citlivosť a vysoká selektivita. Najčastejšie sa preto na stanovenie arzénu využívajú napríklad atómová absorpčná spektrometria (AAS), hmotnostná spektrometria s indukčne viazanou plazmou (ICP-MS), alebo atómová fluorescenčná spektrometria (AFS). (BAIG et al. 2009, COSTA et al. 2015, GOUDA 2014, HAGIWARA et al. 2014, CHEN et al. 2014, KIM et al. 2014, SHEMIRANI et al. 2005, ULUSOY et al. 2011). Vo väčšine publikovaných prác, v ktorých sa pri špeciácii arzénu využíva CPE, sa pri analýze extraktu uplatňujú metódy atómovej spektrometrie. Ide hlavne o atómovú absorpčnú spektrometriu s elektrotermickou atomizáciou (ETAAS) (BAIG et al. 2009, COSTA et al. 2015, SHEMIRANI et al. 2005, TANG et al. 2005), s hydridovou generáciou pár (HGAAS) (ULUSOY et al. 2011), atómovú fluorescenčnú spektrometriu s hydridovou generáciou pár (HGAFS) (LI et al. 2015), či UV-VIS spektrometriu (GÜRKAN et al. 2015).

Uvedené metódy boli úspešne aplikované pri analýze environmentálnych vzoriek, ako napríklad pitnej vody (SHEMIRANI et al. 2005, ULUSOY et al. 2011), povrchovej a podzemnej vody (BAIG et al. 2009, TANG et al. 2005), či minerálnej vody (GÜRKAN et al. 2015), vzoriek potravín (COSTA et al. 2015, GÜRKAN et al. 2015), a taktiež pri analýze biologických vzoriek, ako sú vlasy a nechty (SHEMIRANI et al. 2005).

ZÁVER

Extrakcia s využitím teploty zákalu micelárnych roztokov bola prvý krát použitá v 80. rokoch 20. storočia ako rýchla a efektívna prekoncentračná technika. Stala sa jednou z najvyužívanejších a k životnému prostrediu najšetrnejších metód. Ďalším prínosom tejto techniky je jej spoľahlivosť, bezpečnosť, ekonomická nenáročnosť a využívanie len malého množstva organických rozpúšťadiel. Pozitívom je aj veľká kapacita nakoncentrovania rôznorodých analytov, a tiež možnosť spojenia tejto separačnej techniky s rôznymi inštrumentálnymi analytickými metódami. Najčastejšie sa pri analýze extraktu s obsahom arzénu uplatňujú najmä metódy atómovej spektrometrie, ktorých výhodou je vysoká selektivita a citlivosť. Tento tandem je predpokladom pre vytvorenie jednoduchej, vysoko citlivej a ekologickej metodiky pre stanovenie stopových obsahov arzénu vo vzorkách životného prostredia, potravín, ako aj v biologických vzorkách.

PodĎakovanie

Táto práca bola podporovaná projektmi grantovej agentúry VEGA č.1/0126/14 a 1/0130/14.

LITERATÚRA

- ABDOLMOHAMMAD-ZADEH, H., TALLEB, Z. 2014. *Speciation of As(III)/As(V) in water samples by a magnetic solid phase extraction based on Fe₃O₄/Mg-Al layered double hydroxide nano-hybrid followed by chemiluminescence detection*. In *Talanta*, doi: 10.1016/j.talanta.2014.04.070.
- ALTUNAY, N., GÜRKAN, R. 2014. *A new cloud point extraction procedure for determination of inorganic antimony species in beverages and biological samples by flame atomic absorption spectrometry*. In *Food Chemistry*, doi: 10.1016/j.foodchem.2014.12.012.
- AREDES, S., KLEIN, B., PAWLIK, M. 2012. *The removal of arsenic from water using natural iron oxide minerals*. In *Journal of Cleaner Production*, doi: 10.1016/j.jclepro.2012.10.035.
- AYOTTE, J.D. et al. 2015. *Factors affecting temporal variability of arsenic in groundwater used for drinking water supply in the United States*. In *Science of The Total Environment*, doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.02.057
- BAIG, J. A. et al. 2009. *Optimization of cloud point extraction and solid phase extraction methods for speciation of arsenic in natural water using multivariate technique*. In *Analytica Chimica Acta*, doi: 10.1016/j.aca.2009.07.065.
- CHEN, M-L., MA, L-Y., CHEN, X-W. 2014. *New procedures for arsenic speciation: A review*. In *Talanta*, doi:10.1016/j.talanta.2014.02.037.
- CHOONG, T.S.Y. et al. 2007. *Arsenic toxicity, health hazards and removal techniques from water: an overview*. In *Desalination*, doi: 10.1016/j.desal.2007.01.015.
- COSTA, B. E. S., COELHO, N. M. M., COELHO, L. M. 2015. *Determination of arsenic species in rice samples using CPE and ETAAS*. In *Food Chemistry*, doi: 10.1016/j.foodchem.2015.01.014.
- EL-NAGGAR, W. S., LASHEEN, T. A., NOUH, E.A., GHONAIM, A. K. 2010. *Cloud point extraction and preconcentration of gold in geological matrices prior to flame atomic absorption determination*. In *Central European Journal of Chemistry*, doi: 10.2478/s11532-009-0093-0.
- GALBEIRO, R., GARCIA, S., GAUBEUR, I. 2014. *A green and efficient procedure for the preconcentration and determination of cadmium, nickel and zinc from freshwater, hemodialysis solutions and tuna fish samples by cloud point extraction and flame atomic absorption spectrometry*. In *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, doi: 10.1016/j.jtemb.2013.12.004.
- GHAEDI, M., NIKNAM, K., SOYLAĞ, M. 2011. *Cloud Point Extraction and Flame Atomic Absorption Spectrometric Determination of Lead, Cadmium and Palladium in Some Food and Biological Samples*. In *Pakistan Journal Of Analytical & Environmental Chemistry*, doi: 10.1016/j.jhazmat.2009.02.130.
- GOUDA, A. A. 2014. *Cloud point extraction, preconcentration and spectrophotometric determination of trace amount of manganese(II) in water and food samples*. In *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, doi: 10.1016/j.saa.2014.04.075.
- GOUDA, A. A., AMIN, A. S. 2014. *Cloud – point extraction, preconcentration and spectrophotometric determination of trace quantities of copper in food, water and biological samples*. In *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, doi: 10.1016/j.saa.2013.09.146.
- GÜRKAN, R., KIR, U., ALTUNAY, N. 2015. *Development of a simple, sensitive and inexpensive ion – pairing cloud point extraction approach for the determination of trace inorganic arsenic species in spring water, beverage and rice samples by UV-Vis spectrophotometry*. In *Food Chemistry*, doi: 10.1016/j.foodchem.2015.01.142.

- HAGAROVÁ, I. 2008. *Spojenie extrakčných techník s metódami atómovej spektrometrie na separáciu, prekoncentráciu a špeciáciu kovov*. In: Spravodaj Slovenskej spektroskopickkej spoločnosti, vol. 15, s. 6–10.
- HAGIWARA, K. et al. 2015. *Speciation of inorganic arsenic in drinking water by wavelength-dispersive X-ray fluorescence spectrometry after in situ preconcentration with miniature solid-phase extraction disks*. In *Talanta*, doi: 10.1016/j.talanta.2014.12.027.
- KIM, E. J., YOO, J-CH., BAEK, K. 2014. *Arsenic speciation and bioaccessibility in arsenic-contaminated soils: sequential extraction and mineralogical investigation*. In *Environmental pollution*, doi: 10.1016/j.envpol.2013.11.032.
- LI, S., WANG, M., ZHONG, Y., ZHANG, Z., YANG, B. 2015. *Cloud point extraction for trace inorganic arsenic speciation analysis in water samples by hydride generation atomic fluorescence spectrometry*. In *Spectrochimica Acta Part A: Atomic Spectroscopy*, doi: 10.1016/j.sab.2015.07.003.
- NARIADENIE VLÁDY Slovenskej republiky 354/2006 Z.z. z 10. mája 2006, ktorým sa ustanovujú požiadavky na vodu určenú na ľudskú spotrebu a kontrolu kvality vody určenej na ľudskú spotrebu.
- POTRAVINOVÝ KÓDEX [02.12.2014] – http://www.svssr.sk/legislativa/kodex_03_25.asp.
- PYTLAKOVSKA, K., KOZIK, V., DABIOCH, M. 2013. *Complex-forming organic ligands in cloud-point extraction of metal ions: A review*. In *Talanta*, doi: 10.1016/j.talanta.2013.02.037.
- RANGEL-YAGUI, C. O., PESSOA, A., BLANKSCHTEIN, D. 2004. *Two-phase aqueous micellar system – an alternative method for protein purification*. In *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, vol. 21:4, s. 531–544.
- SAMADDAR, P., SEN, K. 2014. *Cloud point extraction: A sustainable method of elemental preconcentration and speciation*. In *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, doi:10.1016/j.jiec.2013.10.033.
- SHARMA, V.K., SOHN, M. 2009. *Aquatic arsenic: Toxicity, speciation, transformation, and remediation*. In *Environment International*, doi: 10.1016/j.envint.2009.01.005.
- SHEMIRANI, F., BAGHDADI, M., RAMEZANI, M. 2005. *Preconcentration and determination of ultra trace amounts of arsenic(III) and arsenic(V) in tap water and total arsenic in biological samples by cloud point extraction and electrothermal atomic absorption spectrometry*. In *Talanta*, doi: 10.1016/j.talanta.2004.08.009.
- SHOKROLLAHI, A. et al. 2008. *Cloud point extraction and flame atomic absorption spectrometry combination for copper(II) ion in environmental and biological samples*. In *Journal of Hazardous Materials*, doi: 10.1016/j.jhazmat.2008.03.016.
- SILVA, M.F., FERNANDEZ, L., OLSINA, R.A., STACCHIOLA, D. 1997. *Cloud point extraction, preconcentration and spectrophotometric determination of erbium(III)-2-(3,5-dichloro-2-pyridylazo)-5-dimethylaminophenol*. In *Analytica Chimica Acta*, doi: 10.1016/S0003-2670(96)00603-4.
- TANG, A., DING, G., YAN X. 2005. *Cloud point extraction for the determination of As(III) in water samples by electrothermal atomic absorption spectrometry*. In *Talanta*, doi: 10.1016/j.talanta.2005.04.016.
- ULUSOY, H. I., AKCAY, M., ULUSOY, S., GÜRKAN, R. 2011. *Determination of ultra trace arsenic species in water samples by hydride generation atomic absorption spectrometry after cloud point extraction*. In *Analytica Chimica Acta*, doi: 10.1016/j.aca.2011.07.026.
- ZHANG, Y. 2009. *Eggshell membrane – based solid – phase extraction combined with hydride generation atomic fluorescence spectrometry for trace arsenic(V) in environmental water samples*. In *Talanta*, doi: 10.1016/j.talanta.2009.10.042.

ZNIŽOVANIE EMISÍ Z DOPRAVY SO ZAMERANÍM NA OXID UHLIČITÝ

HELENA MARUŠKOVÁ¹ – KAREL PLUHAŘ²

¹Department of Vehicles and Ground Transport, Faculty of Engineering, Czech University of Life Sciences, Kamýčká 129, 165 21 Praha 6-Suchbát, the Czech Republic, maruskova@tf.czu.cz

²Department of Vehicles and Ground Transport, Faculty of Engineering, Czech University of Life Sciences, Kamýčká 129, 165 21 Praha 6-Suchbát, the Czech Republic, pluhar@tf.czu.cz

ABSTRACT

(Marušková H., Pluhař K.: **Reducing Emission from Transport focused on Carbon Dioxide**)

This article deals with the reducing the emission from transport focused on carbon dioxide. The car industry drives down carbon dioxide emissions in recent years more than other industry sector. According to FTI study the car industry is very regulated in the European Union – safety, the environment, type approval of vehicles, taxation etc. and it has already cost much money. The European Union determines the ambitious target to decrease the emission of carbon dioxide to 95 g/km in 2020.

Key words: emission, transport, carbon dioxide, reducing

INTRODUCTION

The transport is more and more important for the people and it brings lots of advantages but also the disadvantages. The transport influences the environment by the emissions, noise, etc. Approximately 9% inhabitants live very close to the roads (0 – 200m) in the European Union and 25% people live to 500 meters (ENTECH UK LIMITED 2006). The people have to save the environment and the health of the people by reducing the pollution.

The transport increases every year so the exhaust gases (like carbon dioxide, carbon monoxide, nitrogen oxides, sulphur dioxide...) and the consumption of the fuels also go up. The negative effect from the transport is that the carbon dioxide is the main greenhouse gas (FOJTÍKOVÁ, LEBIEDZIK 2008). The European Union makes efforts to reduce the carbon dioxide and many countries have the taxes based on the producing of the carbon dioxide.

The transport produces around 25% of the greenhouse gases emissions in the European Union and 20% production of carbon dioxide is made by the road transport. The transport sector is responsible for 19% of the total carbon dioxide

emission in Japan (OSHIRO, MASUI 2014) The total greenhouse gases emissions from transport in the United States are little bit higher than in the European Union, it means 28% in the United States (KELLNER, IGL 2015).

The carbon dioxide and water are produced by the complete oxidation during the combustion of the fuels and air. When the oxidation is not complete, there are also the carbon monoxide and the hydrogen. There are differences between the spark-ignition engine and compression-ignition engine (HROMÁDKO, HROMÁDKO, HÖNIG, MILER 2011).

The increasing of the carbon dioxide is caused by the combustion of fossil fuels, deforesting, cutting down the rain forests, etc. The transport, industry, forestry, agriculture, waste technology, building industry and supply of energy influence the greenhouse effect. In 1997 was accepted the Kyoto protocol where the countries undertook to reduce the greenhouse gases emissions (HROMÁDKO 2012).

The European Parliament passed the target to decrease the emission of carbon dioxide to 95 g/km in 2020. This target means the savings of 15 million tons of emission every year. Europe is still on the top in decreasing the emission of carbon

dioxide because of this rule (www.europarl.europa.eu). The table 1 represents the total emission from the transport in thousands of tons. There are the data until 2013 and they are gained from the

table called Total Transport Emission in Annual Transport 2013 by Ministry of Transport Czech Republic. In 2013 the emission of carbon dioxide was decreased.

Tab 1 Total emissions from the transport (k tons)

	2005	2009	2010	2011	2012	2013
CO ₂	18,180.3	19,098.4	18,112.8	18,149.9	17,759.7	17,589.5
CO	211.9	132.2	104.6	90.2	78.2	70.0
No _x	94.0	64.7	53.3	48.2	43.2	40.5
N ₂ O	2.4	2.5	2.3	2.3	2.3	2.2
Volatile organic compounds	42.1	24.5	19.3	16.6	14.4	13.0
CH ₄	1.7	1.4	1.2	1.2	1.1	1.0
SO ₂	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6
Particles	6.0	4.1	3.3	2.8	2.5	2.3
Pb	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Source: www.mdcz.cz

The figure 1 illustrates the transport emission in 2013. More than 50% of transport emission belongs to the individual transport – 9,816.3k tons, the second biggest share is made by the road

freight transport and the smallest part is for the railway transport because of the electrified railways.

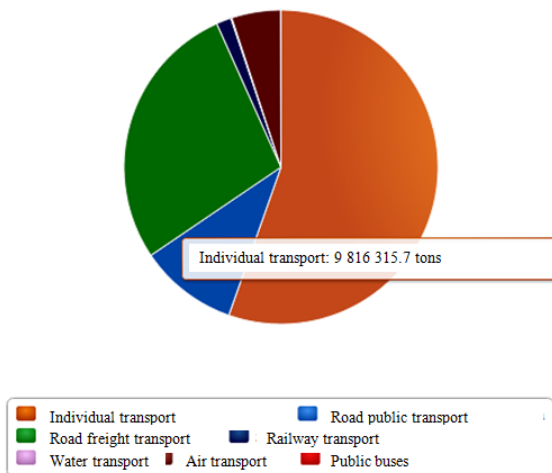


Fig 1 Transport emission 2013

Source: www.ioda.cz

MATERIAL AND METHODS

This article was created after the reading lots of literature and texts on websites. This topic is not very often so there are general information in the paper books. More actual information is possible to find in newspapers but there are not very

detailed information, the magazines are better. However, the best information – the most actual and detailed – is possible to find on the websites.

The total emissions from the transport were provided in the document issued by Ministry of Transport of the Czech Republic called Annual Transport 2013. These figures are updated every

year and there is possible to observe the trend during the years.

In the pie chart it is possible to see who (what type of transport) is the biggest producer of emissions. The most suitable chart is present in the database of not only statistic data about transport and transport economics called IODA.

The company JATO is occupied with automotive business intelligence solution. This company is well-known in many countries and offers lots of information about transport. The tables 2 and 3 were presented by the Jato's on the websites in the document called Renault continues to lead volume brands as new car CO₂ emissions fall across Europe.

The data for the table 4 were gained on ACEA websites. The European Automobile Manufacturers provides information about the taxes based on CO₂ emissions in European Union countries.

The information were proceed and the table was created as a summary. Finally all information were evaluated and commented.

RESULTS AND DISCUSSION

The automobile factories still decrease the volume of carbon dioxide of their cars. In 2014 every new car produces 3.5 g carbon dioxide less than last year in the European Union. The best-selling car brand with the lowest average of carbon dioxide (g/km) is Renault (tab 2) and the model Renault Captur has the lowest CO₂ emission. Renault also sells the electric car Zoe. French producers (Renault, Peugeot, Citroën) are in the third best positions. The best improvement reaches the brand Nissan and Czech brand Škoda is at 8th position (www.jato.com).

Tab 2 Top 20 best-selling brands ranked by average CO₂ emissions (volume-weighted)

Position	Brand	2014 Average CO ₂ (g/km)	2013 Average CO ₂ (g/km)	Difference	2013 Position
1	Renault	108.4	110.1	-1.8	1
2	Peugeot	109.4	114.8	-5.4	2
3	Citroën	111.4	116.3	-4.8	4
4	Toyota	112.5	115.9	-3.3	3
5	Nissan	113.8	129.2	-15.4	12
6	Seat	117.3	118.8	-1.5	6
7	Fiat	117.3	118.1	-0.8	5
8	Skoda	121.5	125.3	-3.8	8
9	Ford	121.7	122.0	-0.3	7
10	Volkswagen	123.3	127.8	-4.5	11
11	Suzuki	124.4	127.1	-2.7	10
12	Dacia	125.8	127.1	-1.3	9
13	Volvo	126.2	132.0	-5.8	17
14	Mazda	128.9	135.0	-6.1	-
15	Hyundai	129.7	129.7	0.0	15
16	Opel/Vauxhall	130.3	132.0	-1.7	16
17	Kia	130.9	129.5	1.4	14
18	Audi	132.4	135.0	-2.6	18
19	BMW	133.2	135.7	-2.4	19
20	Mercedes-Benz	133.5	139.4	-5.9	20

Source: www.jato.com

In the table 3 there are 23 European markets what are covered by Jato. The first place belongs to the Netherlands because they buy the cars with the lowest average of carbon dioxide (g/km). The Czech Republic and the Slovak Republic have nearly the same average and they are under the total average. The worst result has Switzerland with 141.5 g/km. All countries improve their result and

the biggest difference has Norway, and then Croatia. The brands with the best improvement come with the new models or turbocharged engines, or both. The limit is established to 130 g/km in 2015. The decreasing of the greenhouse gases emissions is caused by the technological development and the higher sales of the vehicles with diesel engine (www.eea.europa.eu).

Tab 3 European Markets – The CO₂ Winners and Losers

Country	2014 Average CO ₂ (g/km)	2013 Average CO ₂ (g/km)	Difference
Austria	127.4	130.5	-3.1
Belgium	121.1	123.7	-2.6
Croatia	115.7	125.4	-9.7
Czech Republic	131.2	135.1	-3.9
Denmark	110.8	113.4	-2.6
Finland	128.2	132.8	-4.6
France	113.9	117.0	-3.1
Germany	131.9	135.8	-3.9
Great Britain	124.6	128.1	-3.6
Greece	107.3	111.3	-4.0
Hungary	131.5	133.8	-2.3
Ireland	116.9	120.4	-3.6
Italy	117.9	120.7	-2.8
Netherlands	106.8	108.9	-2.1
Norway	110.4	123.2	-12.8
Poland	132.7	136.1	-3.4
Portugal	108.6	111.7	-3.0
Romania	126.3	129.2	-2.9
Slovakia	131.1	133.2	-2.2
Slovenia	120.8	125.3	-4.5
Spain	118.7	122.2	-3.6
Sweden	130.8	135.1	-4.4
Switzerland	141.5	144.6	-3.1
Total Market	123.3	126.8	-3.5

Source: www.jato.com

The Netherlands is in the first position because of their tax system. According to European Automobile manufactures' Association 20 countries from the European Union have the tax system influenced by emission of carbon dioxide.

The table 4 shows the tax system influenced by the CO₂/fuel consumption in the European Union. Twenty countries use CO₂ taxation and only 8

countries including the Czech Republic and Slovakia have no form of CO₂ tax. The most common is the annual circulation tax that is established in 13 countries and the registration tax is in 12 EU countries. Norway misses in the table 4 because it is not a member of the European Union but the electrical car have the taxation advantage because there is a big difference 2013 / 2014 in the table 3.

Tab 4 CO₂ based motor vehicle taxes in the European Union in 2015

Country	CO ₂ /fuel consumption tax					the annual circulation tax
	the fuel consumption tax	the company car tax	the corporate tax	the bonus-malus system	the registration tax	
Austria	x					
Belgium		x	x	x (only malus)	x	
Bulgaria						
Croatia						x
Cyprus					x	x
Czech Republic						
Denmark					x	x
Estonia						
Finland					x	x
France		x		x		x
Germany						x
Great Britain		x				x
Greece					x	
Hungary						
Ireland					x	x
Italy						
Lithuania						
Luxembourg						x
Latvia					x	
Malta					x	x
Netherlands						x
Poland						
Portugal					x	x
Romania					x	
Slovakia						
Slovenia					x	
Spain					x	
Sweden						x
28	1	3	1	2	12	13

Source: Authors, www.acea.com

CONCLUSION

European cars have the highest environmental standards in the world thanks to the huge efforts by European automobile manufacturers and billions of euros spend on the research and development. Nowadays the most cost-efficient action have been done, so the bigger technical investments achieve smaller reductions. The next reductions in average CO₂ emissions could be the result of the development and the bigger sale of alternative powertrains, including electric, hybrid, fuel-cell and natural gas-powered vehicles. Other possibilities (how to reduce the CO₂ emissions) are focused on the intelligently designed, well-built and well maintained roads or improve driver

trainer because the use of eco-driving techniques can decrease the fuel consumption (www.acea.cz). The European Parliament also wants to make the new methods of testing what will be suitable for the real vehicle operation. However, the costs for innovation have to be social and economic acceptable for both, the producer and the consumer.

REFERENCES

ACEA: *CO₂ emissions from cars continue on downward trend*. 2015. [online]. [Accessed 10 June 2015]. Available at: <<http://www.acea.be/press-releases/article/co2-emissions-from-cars-continue-on-downward-trend>>

- ACEA: *Eco-driving: Helping road users to improve efficiency and reduce CO₂*. 2015. [online]. [Accessed 10 June 2015]. Available at: <<http://www.acea.be/news/article/eco-driving-helping-road-users-to-improve-efficiency-and-reduce-co2>>
- ACEA: *Infrastructure: Helping to reduce CO₂ from road transport*. 2015. [online]. [Accessed 10 June 2015]. Available at: <<http://www.acea.be/press-releases/article/co2-emissions-from-cars-continue-on-downward-trend>>
- ACEA: *Overview of CO₂ based on motor vehicle taxes in the EU*. 2015. [online]. [Accessed 10 June 2015]. Available at: <<http://www.acea.be/publications/article/overview-of-co2-based-motor-vehicle-taxes-in-the-eu>>
- ENTEC UK LIMITED: *Development of a methodology to assess population exposed to high levels of noise and air pollution close to major transport infrastructure*, Final Report April 2006. [online]. [Accessed 10 April 2015]. Available at: <http://ec.europa.eu/environment/air/transport/pdf/final_report_main.pdf>
- EVROPSKÁ AGENTURA PRO ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ: *Nová auta plní limity pro emise CO₂ s dvouletým předstihem*. 2014. [online]. [Accessed 10 April 2015]. Available at: <<http://www.eea.europa.eu/cs/highlights/nova-auta-plni-limity-pro>>
- EVROPSKÝ PARLAMENT – ZPRAVODAJSTVÍ: *Parlament posvětil přísnější emise CO₂ z automobilů*. 2014. [online]. [Accessed 10 June 2015]. Available at: <<http://www.europarl.europa.eu/news/cs/news-room/content/20140221IPR36626/html/Parlament-posv%C4%9Btil-p%C5%99%C3%ADsn%C4%Bj%C5%A1%C3%AD-emise-CO2-z-automobil%C5%AF>>
- FOJTÍKOVÁ, L., LEBIEDZIK, M.: *Společné politiky Evropské Unie. Historie a současnost se zaměřením na Českou republiku*. 2008. Prague: C. H.Beck. ISBN 978-80-7179-939-9.
- FTI CONSULTING: *Regulation and Competitiveness of the EU Automotive Industry*. 2015. [online]. [Accessed 30 June 2015]. Available at: <<http://www.fticonsulting.com/~media/Files/us-files/intelligence/intelligence-research/regulation-and-competitiveness.pdf>>
- HROMÁDKO, JAN, HROMÁDKO, JIŘÍ, HÖNIG, V., MILER, P.: *Spalovací motory. Komplexní přehled problematiky pro všechny typy technických automobilních škol*. 2011. Prague: Grada Publishing. ISBN 978-80-247-3475-0.
- HROMÁDKO, J.: *Speciální spalovací motory a alternativní pohony. Komplexní přehled problematiky pro všechny typy technických automobilních škol*. 2012. Prague: Grada Publishing. ISBN 978-80-247-4455-1.
- IODA: *Informace pro dopravní analýzy*, 2013. [online]. [Accessed 11 April 2015]. Available at: <http://data.ioda.cz/#ds=429s_all-all_dim1&det=0>
- JATO: *Renault continues to lead volume brands as new car CO₂ emissions fall across Europe*. 2015. [online]. [Accessed 15 May 2015]. <<http://www.jato.com/wp-content/uploads/2015/03/Renault-continues-to-lead-volume-brands-as-new-car-CO2-emissions-fall-across-Europe.pdf>>
- KELLNER, F., IGL, J.: *Greenhouse gas reduction in transport: analyzing the carbon dioxide performance of different freight forwarder networks*. 2015. [online]. [Accessed 15 June 2015]. Available at: <<http://www.sciencedirect.com.infozdroje.czu.cz/science/article/pii/S0959652615002437#>>
- MINISTERSTVO DOPRAVY ČR: *Ročenka dopravy 2013*, 2013. [online]. [Accessed 1 May 2015]. Available at: https://www.sydos.cz/cs/rocenka-2013/rocenka/htm_cz/cz13_720000.html
- OSHIRO, K., MASUI, T.: *Diffusion of low emission vehicles and their impact on CO₂ emission reduction in Japan*. 2014. [online]. [Accessed 15 June 2015]. Available at: <<http://www.sciencedirect.com.infozdroje.czu.cz/science/article/pii/S0301421514005011#>>

SÚHRN

Tento článok sa zaoberá znížením emisií z dopravy so zameraním na oxid uhličitý. Automobilový priemysel znižuje emisie oxidu uhličitého v posledných rokoch viac ako ostatné odvetvia. Podľa FTI štúdie automobilový priemysel je veľmi regulovaný v Európskej únii – bezpečnosť, životné prostredie, typové schválenie vozidiel zdaneniu atď. a to už stálo veľa peňazí. Európska únia stanovuje ambiciózný cieľ znížiť emisie oxidu uhličitého až na 95 g/km v roku 2020.

Acta Facultatis Ecologiae, Volume 34, 2016 – 1

Vydanie I. apríl 2016 – Vydala Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 2117/24, 960 53 Zvolen, IČO 00397440 – Počet strán 73 – 5,97 AH, 6,08 VH – Náklad 170 výtlačkov – Tlač a grafická úprava Vydavateľstvo TU vo Zvolene – Vydanie publikácie schválené v Edičnej rade TU dňa 25. 1. 2016, číslo EP 103/2016 – 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