

**SLOVENSKÁ POĽNOHOSPODÁRSKA UNIVERZITA  
V NITRE**

**FAKULTA EURÓPSKYCH ŠTÚDIÍ A REGIONÁLNEHO  
ROZVOJA**

**2124377**

**ACIDIFIKÁCIA ŠTIAVNICKÝCH TAJCHOV**

**2011**

**Bc. Ladislav Ďurič**

**SLOVENSKÁ POĽNOHOSPODÁRSKA UNIVERZITA  
V NITRE**

Rektor: Dr.h.c. prof. Ing. Peter Bielik, PhD.

**FAKULTA EURÓPSKYCH ŠTÚDIÍ A REGIONÁLNEHO  
ROZVOJA**

Dekanka: prof. JUDr. Anna Bandlerová, PhD.

**ACIDIFIKÁCIA ŠTIAVNICKÝCH TAJCHOV**

**Diplomová práca**

Študijný program:	Environmentálne manažérstvo
Študijný odbor:	1615800 Environmentálny manažment
Školiace pracovisko:	Katedra ekológie
Školiteľ:	Ing. Žaneta Pauková, PhD.

**Nitra 2011**

**Bc. Ladislav Ďurič**

## **Abstrakt**

Acidifikácia zložiek životného prostredia je jednou z často diskutovaných a publikovaných tém. Závažnosť takéhoto dopadu na ekosystémy je podložená dlhodobým výskumom v rámci mnohých monitorovacích programov. Dôležitosť, ktorú svetové a európske spoločenstvo prisudzuje tomuto problému je viditeľná na množstve legislatívnych opatrení prijatých pre zníženie emisií acidifikáciu spôsobujúcich látok. Cieľom diplomovej práce bolo zhodnotiť acidifikáciu banskoštiavnických tajchov ako aj potenciál týchto vodných nádrží odolávať pôsobeniu kyslých imisií. Hodnotenie bolo vykonané na základe analýz vzoriek vôd odoberaných v rokoch 2010 a 2011 s využitím najmodernejších analytických metód a porovnaním s legislatívne určenými environmentálnymi normami kvality. Potenciál vôd tajchov odolávať acidifikácii bol kvantitatívne vyhodnotený podľa odporúčaní programu CLRTAP – ICP WATERS. Výsledky hodnotenia poukazujú na dobrý chemický stav vôd tajchov z hľadiska ich odolnosti voči acidifikácii. Parciálnym cieľom bolo v praxi overiť použiteľnosť terénneho stanovenia adenosíntrifosfátu pre určenie biologického oživenia vodných útvarov. Namerané údaje poukazujú na možný potenciál využitia tohto spôsobu merania aj v prípade hodnotenia eutrofizácie vôd. Ďalším parciálnym cieľom práce bolo čiastočne zhodnotiť trendy v acidifikácii povrchových vôd v rámci Európy a SR. Na toto hodnotenie boli použité vhodné štatistické metódy hodnotenia environmentálnych dát. Všetky hodnotenia trendov vykazovali stabilnú alebo rastúcu odolnosť systémov voči acidifikácii. Monitorovanie a sledovanie vývoja znečistenia vôd tajchov antropogénnymi činnosťami je jedným z predpokladov pre včasné prijatie účinných opatrení na zachovanie týchto vzácnych technických pamiatok budúcim generáciám.

**Kľúčové slová:** acidifikácia, analýza vody, kvalita vody, vodná nádrž, tajch

## **Abstract**

One of the most frequently discussed and published issues is the elements acidification of environment. The seriousness of this impact on ecosystems is based on a long-term research within many monitoring programs. The world and European associations pay a great attention to this problem what is seen in many legislative acts that have been passed in order to reduce emission of the acidification causing substances. The aim of the diploma work was to evaluate acidification of the artificial lakes in the Banska Stiavnica locality as well as the potential of these artificial lakes to resist the acid immission impact. The evaluation was carried out on the basis of water samples analyses taken during the years 2010 and 2011 by means of the most modern analytical methods in comparison to legislatively determined environmental standards of quality. The potential of artificial lakes to resist acidification was evaluated quantitatively according to the references of the program CLRTAP – ICP WATERS. Results of evaluation refer to good chemical state of artificial lakes in terms of their resistance to acidification. The partial aim was to verify in practice the application of field determination of adenosine triphosphate for the specifying of water system biological recovery. The received data points to the possible potential to use this kind of measuring method even to evaluate eutrophication of water. Another partial aim of the work was to evaluate trends in surface water acidification within Europe and the Slovak republic. In order to provide this evaluation the appropriate statistical methods of environmental data evaluation were used. All trends assessments showed stable or growing resistance of systems towards acidification. Monitoring and observation of the situation concerning pollution of the water in artificial lakes by anthropogenic activities is one of the assumptions for the prompt acceptance of effective steps in order to preserve these special technical monuments for future generations.

**Key words:** acidification, water analysis, water quality, artificial lake

## ČESTNÉ VYHLÁSENIE

Čestne vyhlasujem, že som diplomovú prácu vypracoval samostatne, a že som uviedol všetku použitú literatúru súvisiacu so zameraním diplomovej práce.

Nitra .....

.....

podpis autora DP

## **POĎAKOVANIE**

Touto cestou vyslovujem poďakovanie pani Ing. Žanete Paukovej, PhD. za pomoc, odborné vedenie, cenné rady a pripomienky pri vypracovaní mojej diplomovej práce. Taktiež ďakujem manželke Janke za podporu a pomoc pri prácach v teréne.

## **Použité označenie**

- ATP – Adenozíntrifosfát
- ES – Európske spoločenstvo
- EHK – Európska hospodárska komisia
- EU – Európska únia
- CLRTAP – Convention on Long-range Transboundary Air Pollution
- ICP WATERS - International Cooperative Programme of Air Pollution on Waters
- NO<sub>x</sub> – oxidy dusíka
- NV – Nariadenie vlády
- OSN – Organizácia spojených národov
- PCB – Polychlórované bifenyly
- PM<sub>2.5</sub> – Pevné častice s priemerom menej ako 2.5 µm
- ŠOP – Štátna ochrana prírody
- Z. z. - zbierka zákonov
- EEA – Európska environmentálna agentúra
- SHMÚ- Slovenský hydrometeorologický ústav
- SAŽP - Slovenská agentúra životného prostredia
- AMD - Kyslé banské vody
- ICP – Indukčne viazaná plazma
- ANC – Kyselinová neutralizačná kapacita
- µeq/l – mikroekvivalent na liter
- JE – Jadrová elektráreň
- UNESCO – Organizácia Spojených národov pre výchovu, vedu a kultúru
- EMEP - European Monitoring and Evaluation Programm
- NIVA - Nordic Institute for Advanced Training in Occupational Health
- RSV – Rámcová smernica o vode
- EEC – European Economic Communit

# Obsah

<b>Úvod .....</b>	<b>10</b>
<b>1 Prehľad o súčasnom stave riešenej problematiky.....</b>	<b>12</b>
1.1 Voda ako zložka životného prostredia .....	12
1.2 Acidifikácia.....	12
1.2.1 Mechanizmy acidifikácie v prírode.....	14
1.2.2 Kyslé banské vody .....	16
1.3 Dopady acidifikácie na ekosystémy.....	17
1.4 Monitorovanie a hodnotenie acidifikácie.....	19
1.5 Legislatívne nástroje na ochranu ovzdušia a vôd.....	19
1.5.1 Legislatívne nástroje na ochranu ovzdušia v EU.....	19
1.5.2 Legislatívne nástroje na ochranu vôd v EU.....	20
1.5.3 Legislatívne nástroje na ochranu vôd v SR.....	22
<b>2 Cieľ práce.....</b>	<b>24</b>
<b>3 Materiál a metódy.....</b>	<b>25</b>
3.1 Vymedzenie záujmového územia.....	25
3.2 Charakteristika prírodných podmienok územia.....	26
3.2.1 Geomorfologické pomery .....	26
3.2.2 Geologické pomery.....	26
3.2.3 Klimatické pomery.....	27
3.2.4 Hydrologické pomery .....	27
3.2.5 Pôdne pomery .....	28
3.2.6 Biotické pomery.....	28
3.2.6.1 Vegetácia.....	29
3.2.6.2 Fauna.....	29
3.3 Banskoštiavnické tajchy.....	30
3.4 Pracovne postupy a metódy.....	31
3.4.1 Odber vzoriek vôd tajchov.....	32
3.4.2 Metódy analýz vzoriek vôd tajchov .....	33
3.4.3 Metóda hodnotenie odolnosti tajchov voči acidifikácii.....	34
3.4.4 Metódy hodnotenia trendov.....	35
3.4.5 Ďalšie použité metódy.....	36



<b>4 Výsledky a diskusia.....</b>	<b>37</b>
4.1 Trendy acidifikácie vôd v SR a EU.....	37
4.2 Hodnotenie stavu vôd tajchov.....	39
4.2.1 Hodnotenie chemického stavu vôd tajchov.....	39
4.2.2 Hodnotenie odolnosti tajchov voči acidifikácii.....	42
4.3 Hodnotenie trendov.....	43
4.4 Hodnotenie meraní ATP.....	45
<b>5 Návrh na využitie výsledkov.....</b>	<b>47</b>
<b>6 Záver.....</b>	<b>49</b>
<b>7 Použitá literatúra.....</b>	<b>50</b>
<b>8 Prílohy.....</b>	<b>54</b>

## Úvod

Spoločnosť, tak ako všetky systémy sveta, prechádza postupným vývojom, ktorý podmieňuje jej budúci rozvoj a smerovanie na evolučnej dráhe. Pre akýkoľvek rozvoj spoločnosti boli vždy dôležité zdroje a suroviny ako je voda, pôda, ale i nerastné suroviny, dostupné v tom ktorom čase pre naplnenie potrieb ľudí. Postupným rozvojom spoločnosti narastal i záujem o drahé kovy. V okolí Banskej Štiavnice sa nachádzali v dostatočnom množstve a tak nachádzame znaky využívania miestnych zdrojov nerastov už z obdobia prvých miestnych osadníkov. Aj keď primárnym predpokladom akejkoľvek baníckej činnosti sú dostatočné zásoby nerastných surovín, mnohokrát to pre úspešnosť ťažby nestačilo. Zvýšenie efektívnosti ťažby bolo závislé na nahradení ľudskej a zvieracej sily výkonnými mechanizmami na odčerpávanie vody zo štôlní. Táto už i sama o sebe náročná úloha bola sťažená v banskoštiavnickom rudnom revíre prírodno-geografickými podmienkami. Na tomto území bola len nepatrná sieť malých prameňov a málo výdatných potokov, ktoré boli pre potreby banskej činnosti takmer nevyužiteľné. Preto došlo v prvej polovici 18. storočia k vytvoreniu dômyselného banského vodohospodárskeho systému.

Vznikol tak dômyselný vodohospodársky systém skladajúci sa z umelo vybudovaných vodných nadrží (tajchov) a záchytných jarkov. Základom tejto vodohospodárskej sústavy bolo vzájomné prepojenie vodných nádrží otvorenými priekopami a štôlnami, zachytávanie zrážkových vôd jarkami vhodne trasovanými tak, aby gravitačne odvádzali vodu do nádrže z plochy v mnohých prípadoch oveľa väčšej, ako bolo samo povodie a z prevodu vody z jedného povodia do druhého. Z tohto hľadiska ide o najdokonalejšiu banskú vodohospodársku sústavu 18. storočia, pretože nijaký iný banský vodohospodársky systém neakumuloval také množstvo zrážkovej vody umelými zariadeniami ako banskoštiavnický.

Svetovú výnimočnosť a prínos banskoštiavnického vodohospodárskeho systému k civilizačnému pokroku uznalo v roku 1993 UNESCO zapísaním historického mesta Banská Štiavnica a technických pamiatok príslušného okolia na Listinu svetového kultúrneho a prírodného dedičstva.

No zároveň s rozvojom spoločnosti, ktorá priniesla mnohé výtobytky modernej doby, prišlo ruka v ruke aj poškodzovanie a ničenie životného prostredia. Môžeme uviesť niekoľko príkladov ako je vymretie mnohých rastlinných a živočíšnych druhov, zničenie

jedinečných ekosystémov, ovplyvnenie klimatického systému Zeme a mnoho ďalších negatívnych dopadov činností ľudí. Z historického hľadiska tento prístup má korene v počiatkoch technickej revolúcie, kedy ľudia postupne získavali pocit nadvlády nad prírodou, ale zároveň sa dynamicky zvyšovali ich nároky na energie a suroviny. Exploatácia prírodných zdrojov priniesla znečisťovanie zložiek prírodného prostredia a degradáciu životného prostredia. Jedným z najvýznamnejších dopadov je znečistenie ovzdušia emisiami plynov a tuhých častíc z priemyselných objektov, automobilovej dopravy a mnohých ďalších antropogénnych činností. Toto znečistenie má pre svoj charakter globálny rozmer a postihnuté sú i oblasti bez významných zdrojov emisií. Zvyšovaním zodpovednosti a environmentálneho povedomia ľudí bolo postupne prijatých množstvo opatrení na rôznych úrovniach pre zníženie množstva emisií znečisťujúcich ovzdušie a elimináciu ich dopadov na životné prostredie. Jeden z významných dopadov týchto emisií na vodné ekosystémy je aj acidifikácia jazier a nádrží. Celosvetovo existuje viacero programov pre sledovanie okysľovania vôd emisiami, ktoré nám prinášajú informácie o trendoch a zmenách týchto ekosystémov. Banskoštiavnické tajchy ako umelé vodné nádrže sú tiež potenciálne ohrozené acidifikáciou spôsobenou antropogénnymi činnosťami. Vzhľadom na ich výnimočnosť a jedinečnosť ako technickej pamiatky by malo byť v záujme všetkých kultúrnych ľudí tejto planéty zachovať ich pre ďalšie generácie ako ukážku umu a schopností našich predkov.

# 1 Prehľad o súčasnom stave riešenej problematiky

## 1.1 Voda ako zložka životného prostredia

Voda je dôležitou zložkou životného prostredia a významnou časťou prírodného prostredia (Antal, 2004). Vyskytuje sa vo veľkom množstve v hydrosfére, v atmosfére, biosfére, i v pedosfére. Je štruktúrnou súčasťou mnohých minerálov a hornín, má vplyv na rôzne geologické procesy v prírode. Voda je nevyhnutnou zložkou živočíšnych a rastlinných organizmov a umožňuje ich životné procesy (Gažo, 1981). V rastlinách jej obsah kolíše od 5% až do 95%, telo cicavcov obsahuje 70-80% vody (Demo, 2004). Zároveň je aj univerzálnym rozpúšťadlom, pomocou ktorého dochádza k distribúcii živín a minerálnych látok pri biologických procesoch.

Voda je prítomná v prírode vo všetkých skupenstvách : tuhom ako ľad, kvapalnom ako tekutá voda a v plynnom ako vodná para. Zásoby vody na Zemi sú nerovnomerne rozložené a z pohľadu prírodného zdroja neobnoviteľné, a tým aj vyčerpatel'né (Antal, 2004). V prírode dochádza pri prijímaní slnečnej energie k transformácii vody z jedného skupenstva na druhé a tým vytvára uzavretý hydrologický cyklus.

## 1.2 Acidifikácia

Zdrojom vody môžu byť zrážky a povrchový príp. podpovrchový prítok. Pri kolobehu vody dochádza k zmene skupenstva vody z kvapalného alebo tuhého na plynné skupenstvo a tým k presunu vodných pár do atmosféry. Zdrojom vodných pár môže byť evaporácia z povrchu zeme, transpirácia rastlín, evapotranspirácia z pokryvu, evaporácia z hladiny, evaporácia z ľadového pokryvu (sublimácia) ale i antropogénne činnosti spojené so vznikom vodných pár (Antal, 2004). Voda v plynnom skupenstve nachádzajúca sa v atmosfére po ochladení a kondenzácii uzatvára hydrologický cyklus návratom späť na povrch Zeme vo forme zrážok. Počas tohto cyklu atmosferická voda vzhľadom na svoje fyzikálnochemické vlastnosti interaguje s látkami v atmosfére obsiahnutými. Jedná sa o pôsobenie vody jednak ako rozpúšťadla, ale i ako chemickej látky.

Základné interagujúce látky prítomné v atmosfére sú (Freedman, 1995):

- oxidy N
- oxidy S
- zlúčeniny  $\text{NH}_3$
- organické polutanty

- pevné častice organického i minerálneho pôvodu
- oxidy C
- ozón O<sub>3</sub>

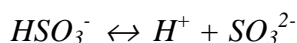
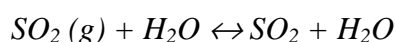
Mechanizmus interakcií a transformácií týchto látok v atmosfére je značne komplikovaný fotochemický proces, ktorý môžeme vyjadriť nasledujúcimi rovnicami. Pri katalytickej oxidácii CO na CO<sub>2</sub> vstupujú do reakcie aj radikály OH. a vzniká O<sub>3</sub>, pokračovaním tejto reťazovej reakcie môže byť reakcia radikálov OH. s NO<sub>2</sub> za tvorby kyseliny dusičnej



Kyselina dusičná je odstraňovaná z ovzdušia suchou a mokrou depozíciou. Pretože v troposfére obsah vodných pár klesá so stúpajúcou nadmorskou výškou, ale koncentrácia ozónu sa zvyšuje, koncentrácia radikálov OH. následkom toho na nadmorskej výške nie je závislá (Dentener, Crutzen, 1993).

Množstvo štúdií dokazuje, že absorpcia a oxidácia vo vodnej fáze je dominujúci proces odstraňovania SO<sub>2</sub> z atmosféry (Moller, 1980).

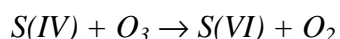
Pri tejto absorpcii dochádza k nasledujúcim rovnovážnym reakciám (Freedman, 1995):



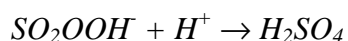
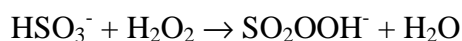
V atmosfére je SO<sub>2</sub> reverzibilne absorbovaný vodou, tj. kvapkami hmly, oblakov alebo vlhkými čiaščkami aerosólov. Zlúčeniny S(IV) vo vodnej fáze môžu byť oxidované na S(VI) čím dochádza k posunu rovnováhy reakcie smerom k odstraňovaniu SO<sub>2</sub> z atmosféry .

Vyššie uvedenými reakciami je tvorená hlavne kyselina sírová, ktorá pri nedostatku katiónov spôsobuje kyslú reakciu atmosférického aerosólu. Bolo spracovaných niekoľko štúdií oxidačných mechanizmov vo vodnej fáze, ktoré sú zodpovedné za produkciu kyseliny sírovej v atmosfére (Seinfeld, Pandis, 1998). Tieto štúdie predpokladajú, že S(IV) je v atmosférickom aerosóle oxidovaná hlavne:

- ozónom



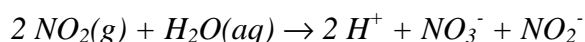
- peroxidom vodíka



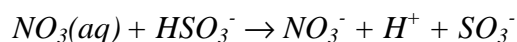
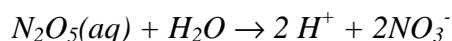
- molekulárnym kyslíkom
- OH radikálmi
- oxidmi dusíka

Najefektívnejším oxidačným činidlom je peroxid vodíka, ktorý je veľmi dobre rozpustný vo vode – niekoľkokrát viac ako ozón.

Procesy transformácie NO<sub>2</sub> vo vodnej fáze popísali Lee a Schwarz (1981) :



Rýchlosť tejto reakcie je nízka, aby spôsobovala významnú acidifikáciu atmosferického aerosolu. Reaktívnejšie sú radikály NO<sub>3</sub> a N<sub>2</sub>O<sub>5</sub> , ktorých význam stúpa hlavne v noci, pretože vďaka fotolýze NO<sub>3</sub> je interakcia s vodnou fázou zanedbateľná.



Procesy prebiehajúce v atmosfére majú teda zásadný vplyv na výsledné vlastnosti zrážkovej vody t.j. obsah rozpustených látok, ich chemický charakter, obsah pevných častíc a tým vplyvajú na výslednú reakciu vody známu pod označením pH. Reakcia vody je definovaná ako záporný dekadický logaritmus aktivity lyóniových iónov. Pre vodné roztoky teda uvažujeme hydroxóniové ióny H<sub>3</sub>O<sup>+</sup> (Gažo, 1981). Matematicky ju môžeme zapísať :

$$\text{pH} = - \log (a_{\text{H}_3\text{O}^+})$$

pričom v zriedených roztokoch uvažujeme, že aktivity H<sub>3</sub>O<sup>+</sup> sa rovnajú koncentrácii.

Keďže iónový súčin vody je pri 25°C 10<sup>-14</sup> M<sup>2</sup>, zodpovedá neutrálnemu roztoku pH=7, pri pH>7 reaguje roztok zásadito a pri pH<7 kyslo. Takže v kyslých roztokoch je prebytok hydroxóniových iónov, ktoré nie sú viazané.

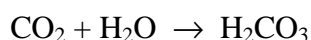
Proces nazývaný acidifikácia označuje zmeny acidobázických rovnováh, pri ktorých sa zvyšuje aktivita hydroxóniových iónov v prostredí. Mierou acidifikácie je potom ich koncentrácia, ktorá je vyjadrená pomocou pH (Šucha a i., 1997).

### 1.2.1 Mechanizmy acidifikácie v prírode

Samotný proces okysľovania môže v prírode prebiehať dvomi mechanizmami:

1. prirodzenou acidifikáciou – vulkanická činnosť, biologický rozklad organických látok, zvetrávanie hornín ....
2. antropogénnou acidifikáciou, ktorá môže byť spôsobená:
  - a. imisiami so zvýšeným obsahom kyslých látok
  - b. skládkami obsahujúcimi odpad kyslej reakcie
  - c. znečisťujúcimi látkami kyslej povahy z priemyslu a poľnohospodárstva
  - d. dôsledkami ťažby nerastov t.j. kyslými banskými vodami (AMD)

Prirodzená kyslosť vôd je charakterizovaná obsahom rozpusteného oxidu uhličitého a tým hodnota pH zrážok je daná pK vzniknutej kyseliny uhličitej a podľa Freedmana (1995) je to hodnota pH=5,65. Reakciu sorpcie CO<sub>2</sub> vo vode môžeme zapísať ako



Vychádzajúc z poznatkov o transformácii plyných látok v atmosfére a ich depozite je zrejmé, že zrážky z nízkou hodnotou pH budú významne ovplyvňovať najmä prostredia s nižšou pufracnou schopnosťou (Freedman, 1995).

Environmentálne vplyvy spôsobené depozíciou týchto kyslých látok z atmosféry, známe ako „kyslý dažď“ vzbudzujú pozornosť vedeckej, ale i laickej verejnosti. Ešte pred 35 rokmi neexistoval žiadny výskum, týkajúci sa kyslého dažďa a málo ľudí sa obávalo, či si bolo vôbec vedomých možných dôsledkov okysľovania prirodzených ekosystémov. Tento stav sa zmenil na začiatku roku 1970, počnúc katalytickou konferenciou v roku 1970 v Stockholme s názvom: Konferencia OSN o životnom prostredí. Na tomto medzinárodnom vedecko-environmentálnom zhromaždení švédska vláda predložila ako prípadovú štúdiu výsledky inovačných výskumných programov, zhrnuté v správe s názvom: „Znečistenie ovzdušia cez hranice štátov: Dopad existencie síry na ovzdušie a zrážky (Freedman, 1995).

Vzhľadom na to, že táto správa sa zameriava na antropogénnu acidifikáciu ekosystémov, to môžeme považovať za začiatok rozvoja výskumu v tejto oblasti. Vedecký výskum zosilnel a bol relatívne dobre financovaný z dôvodu intenzívnej agitácii nevládných ekologických organizácií a priemyslu (samozrejme, tieto skupiny loboali v rôznych smeroch). Vďaka týmto aktivitám, sme schopní lepšie porozumieť dôsledkom, ktoré sú spôsobené kyslými dažďami, pričom ich spôsobili ľudia a degradujú si tým svoje vlastné životné prostredie. Kyslý dažď je jeden z najviac identifikovateľných problémov pre obyčajných ľudí, minimálne v severských priemyslovo vyspelých krajinách. Dôležitým dôvodom, prečo si problematika kyslého dažďa získala pomerne veľkú pozornosť vlád, je medzinárodný charakter tohto javu. Vzhľadom na to, že kyslé látky a ich emisie ako

plynné prekursorzy sú prenášané na dlhé vzdialenosti, často ďaleko od zdrojov emisie a tým nerešpektujú politické hranice (Freedman, 1995). Preto môžu emisie vzniknuté v jednej krajine alebo regióne degradovať ekosystémy a ekonomicky cenné prírodné zdroje v iných krajinách. Napríklad v Európe, Škandinávci dávajú vinu Anglicku a Nemecku kvôli väčšine imisií  $\text{SO}_2$  a  $\text{NO}_x$  dopadajúcich na územie ich krajiny. Jeden z atmosferických modelov zo severnej Ameriky odhaduje, že emisie USA boli zodpovedné za 90% mokrých depozícií dusíka a zo 43% za suché depozície dusíka na východe Kanady. Tak isto USA zodpovedajú za 63% mokrej a 24% suchej depozície síry na východe Kanady. (Shannon a Lecht, 1986). Na druhej strane, Kanada prispela menej než 5% mokrej a suchej depozície síry a dusíka na východe USA. Tieto severoamerické vzory odrážajú tak intenzitu emisií v týchto dvoch krajinách, tak prevládajúce modely prúdenia vzduchu. Teraz je už známe, že najdôležitejšie kyslé látky, ktoré sa ukladajú z atmosféry, sú slabé depozície roztoku kyseliny sírovej a dusičnej v podobe kyslých zrážok. Okrem toho, značne môžu prispieť k acidifikácii ekosystémov taktiež suché depozície plynného oxidu siričitého a oxidov dusíka a niektorých častíc, ako je síran amónny a dusičnan amónny (Freedman, 1995).

### **1.2.2 Kyslé banské vody**

Z dôvodu častej lokalizácie ťažby nerastov v horských a podhorských oblastiach (najmä na Slovensku) je ďalším významným mechanizmom okysľovania tokov a jazier acidifikácia kyslými banskými vodami, ktoré vytekajú z banských diel a hald. Výtoky kyslých, vysoko mineralizovaných banských vôd, známych aj pod anglickým názvom acid mine drainage (ďalej AMD), ktoré možno pozorovať takmer vo všetkých typoch ložísk s obsahom sulfidov, ako sú ložiská neželezných kovov, uránovej mineralizácie, alebo uhoľné ložiská. Tieto vody hlavne v dôsledku nízkeho pH (2 – 5), zvýšených obsahov ťažkých a toxických kovov negatívne ovplyvňujú celú ekológiu vodného prostredia v okolí banských závodov. (Younger, 2002). Kyslé banské vody vznikajú ako výsledok oxidácie sulfidických minerálov, predovšetkým pyritu ( $\text{FeS}_2$ ), v dôsledku ich kontaktu s vodou, atmosférickým kyslíkom a baktériami. V procese oxidácie pyritu a iných sulfidických rúd sa uplatňujú ako chemické, tak aj biologicko - chemické procesy (Pitter, 1990).

Príkladom vzniku AMD pri ťažbe nerudných surovín môže byť kvarcitové ložisko pri Šobove pri Banskej Štiavnici (Šucha a i., 1997). Z haldy hlušiny z odtáženého ilitovo-pyrofylitového obalu tohto ložiska vytekajú kyslé banské vody s nízkym pH typicky pod hodnotu 2 a vysokou koncentráciou rozpusteného Al, Fe a sulfidov (Šucha a i., 1997). Táto

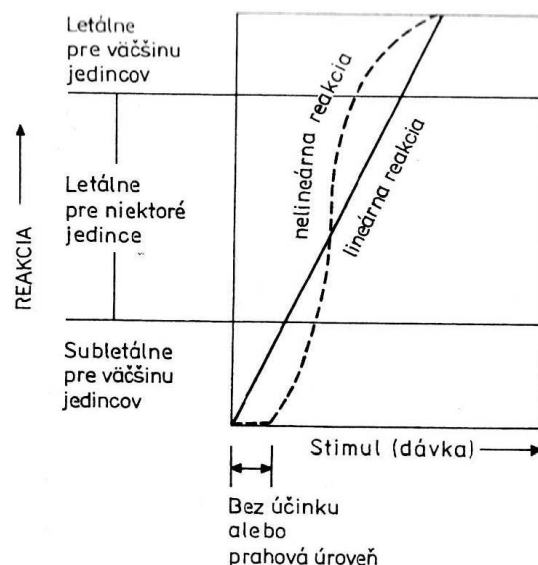


kyslá voda kontaminuje okolitú pôdu a tým spôsobuje jej acidifikáciu (Lintnerová, Šefčíková, 2002). Splachom z takto kontaminovaných pôd povrchovými zrážkami sa dostávajú kyslé zlúčeniny z AMD do vodných nádrží (tajchov) v ich okolí.

### 1.3 Dopady acidifikácie na ekosystémy

Niektoré ekosystémy sú náchylnejšie k acidifikácii týmito atmosférickými vplyvmi. Tieto ekosystémy majú obvykle tenké, často hrubozrnné, nevápenaté pôdy na podloží takých nerastov ako žula a kremenec. Existujú tiež dôkazy, že mnoho jazier a riek sa stalo acidifickými len relatívne nedávno, čo znamená že acidifikácia týchto systémov bola antropogénne podmienená. Prejavom týchto zmien je napríklad zníženie abundancie alebo úplné vyhubenie populácie rýb v týchto akvatických ekosystémoch.

Typickým predstaviteľom takýchto ľahko degradovateľných systémov sú oligotrofné akvatické ekosystémy. Menšia pufracia kapacita takýchto vôd, vyplývajúca z nízkej alkality a nízkeho obsahu rozpustených látok, nie je schopná vyrovnávať voľné hydroxóniové ióny uvoľnené z kyslého depozitu. Prejavom týchto negatívnych procesov je znižovanie pH vody a následný dopad na samotný ekosystém, ktorý sa prejaví jednak vo fyzikálno-chemickom zložení vodného prostredia ako aj pôsobením na biotu. Všeobecný model účinkov škodlivín na populácie podľa Eliáša (1992) opisuje krivka na obr.1.



Obr. 1 Všeobecný model účinkov škodlivín na populácie (Eliáš, 1992)

Tento model vychádza z laboratórnych testov toxicity, ale môže sa použiť i vyjadrenie reakcie populácie organizmov na úroveň škodlivín v prostredí. Reakcie organizmov na toxické látky môžeme podľa dávky a poškodenia rozdeliť do týchto kategórií (Eliáš, 1992):

1. akútna toxicita vedúca k smrti
2. chronické nahromadenie poškodenia, ktoré vedie k smrti
3. subletálne narušenie rozličných aspektov fyziológie a morfológie
4. subletálne etologické účinky
5. merateľné biochemické zmeny

Biologické efekty vplyvu acidifikácie na vodné ekosystémy povrchových vôd môžeme rozdeliť podľa vplyvu na jednotlivé trofické úrovne.

- Vplyv na fytoplanktón sa prejavuje v druhovom zložení, znížením počtu druhov planktónnych rias, hlavne zo skupiny zelených rias. Vody s  $\text{pH} < 5$  majú menej ako 10 druhov fytoplanktónu. (Stuchlíková a i., 1985).
- Zloženie makroflóry sa líši podľa hodnoty  $\text{pH}$ . Podľa prítomnosti alebo absencie indikátorových druhov sa môže hodnotiť kyslosť prostredia (Ormerod a i., 1987). Napríklad prítomnosť machu *Fontinalis squamosa* a absencia *Lemanea* znamená  $\text{pH}$  5,6 – 5,8 ale prítomnosť oboch druhov 5,8 – 6,2.
- Existujú jednoznačné dôkazy o vplyve acidifikácie na populácie a spoločenstvá vodných bezstavovcov. Acidifikované povrchové vody majú len niekoľko takýchto druhov v dôsledku redukcie senzitívnych taxónov, ako sú mäkkýše a kôrovce. Niektoré perzistentné druhy ako pakomáre alebo pošvatky môžu mať v okyslených vodách aj väčšiu abundanciu. Podľa Fryera (1980) pri  $\text{pH} < 5$  je riadiaci faktor kyslosť vody a nad touto hodnotou sa prejavuje viacero faktorov vplývajúcich na druhové zloženie a početnosť spoločenstiev.
- Acidifikované toky sú často bez rýb, ale i iné stavovce viazané na vodu úplne chýbajú, alebo sa tu vyskytujú len vzácné (Griffiths a i., 1993).

#### **1.4 Monitorovanie a hodnotenie acidifikácie**

Je preukázané, že aktivity človeka na získanie energetických zdrojov, ich spracovanie a využívanie, ale i iné ekonomicky podmienené činnosti spôsobujú znečisťovanie a degradáciu prirodzeného prostredia a narúšajú funkcie a procesy

ekosystémov. V snahe zistiť, zdokumentovať, analyzovať a vedecky podložiť nutnosť zmeny environmentálneho správania ľudskej rasy existuje mnoho iniciatív, programov, vedeckých štúdií na podporu takéhoto rozhodnutia.

Od roku 1977 bol uvedený do činnosti Európsky monitorovací a vyhodnocovací program (European Monitoring and Evaluation Programme) – EMEP, ktorý sa zamerá na zber emisných údajov z jednotlivých európskych krajín a poskytovanie informácií o transformácii a transporte znečisťujúcich látok v atmosfére, ako i o ich následnej depozícii, vrátane vyhodnocovania exportu/importu emisií v jednotlivých krajinách. Konsenzuálny návrh textu Dohody EHK OSN o diaľkovom znečisťovaní ovzdušia presahujúcim hranice štátov (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution – ďalej CLRTAP) bol po komplikovanom vyjednávaní predložený na podpis na zasadnutí EHK OSN o ochrane životného prostredia na ministerskej úrovni v roku 1979 v Ženeve. Do účinnosti CLRTAP vstúpil po ratifikácii dvadsiatimi štyrmi signatármi 16. marca 1983. CLRTAP a jeho protokoly ovplyvnili všeobecné ponímanie problematiky ovzdušia. Takto CLTRAP prispel k rýchlemu a zásadnému zníženiu nadmerných emisií a k ozdraveniu ovzdušia v európskom priestore.

Súčasná aktivita CLRTAP sa sústreďuje na prehľbovanie spolupráce s podobnými programami Európskej únie, v súčasnosti s Programom čisté ovzdušie pre Európu (CAFE). V organizačnej štruktúre hlavných orgánov CLRTAP boli pre rozvíjanie a napĺňanie stratégie Dohody vytvorené viaceré Pracovné skupiny.

Pracovná skupina pre účinky zahŕňa viacero medzinárodných kooperatívnych programov (ICP), pričom jedným z nich je aj program ICP WATERS zameraný na sledovanie dopadov antropogénnych činností na akvatické ekosystémy.

ICP Waters je program pre monitorovanie vplyvov kyslých dažďov a znečistenia ovzdušia na vodu a vodné toky. Dvadsať krajín poskytuje údaje z monitorovania pre dokumentovanie vplyvov diaľkového prenosu látok znečisťujúcich ovzdušie. Ďalšou významnou činnosťou programu je prispieť ku kontrole kvality a harmonizácie monitorovacích metód. Nórsky ústav pre výskum vôd (NIVA) je inštitucionálne centrum programu ICP Waters.

## **1.5 Legislatívne nástroje na ochranu ovzdušia a vôd**

### **1.5.1 Legislatívne nástroje na ochranu ovzdušia v EU**

Komisia EU v roku 2001 prijala už spomínaný program Čisté ovzdušie pre Európu (CAFE) (KOM(2001) 245). V septembri 2005 bola prijatá tematická stratégia o znečistení ovzdušia (KOM(2005) 446) a návrh smernice CAFE (KOM(2005) 447). Ciele navrhnuté v tematickej stratégii obsahujú zníženie koncentrácie PM<sub>2.5</sub> o 75 % a prízemného ozónu o 60 % do roku 2002, ako aj zníženie hrozby pre životné prostredie následkom okyslenia a eutrofizácie o 55 %, ktoré je možné z technického hľadiska dosiahnuť do roku 2020. Znamená to zníženie emisií SO<sub>2</sub> o 82 %, NO<sub>x</sub> o 60 %, prchavých organických chemikálií o 51 %, amoniaku o 27 % a primárnych PM<sub>2.5</sub> o 59 % vychádzajúc z úrovne v roku 2000. Odhaduje sa podľa EEA, že by tieto zníženia zachránili 1,71 miliónov rokov života znížením vystavovania účinkom PM<sub>2.5</sub>, znížili akútnu úmrtnosť následkom vystavovania účinkom O<sub>3</sub>, priniesli ročne 42 miliárd EUR v úsporách na zdravotných výkonoch, znížili environmentálne poškodzovanie lesov, jazier, riek a biodiverzity, obmedzili poškodzovanie budov a materiálov a tiež by znížili náklady spôsobené poškodzovaním poľnohospodárskej úrody o 0,3 miliardy EUR ročne. Podľa navrhutej stratégie veľká časť týchto cieľov zníženia bude zabezpečená prostredníctvom zlepšeného vykonávania opatrení, ktoré už boli prijaté.

V máji 2008 bola prijatá nová smernica o kvalite okolitého ovzdušia a čistejšom ovzduší v Európe (smernica 2008/50/ES). Táto nová smernica spája väčšinu existujúcej legislatívy do jedinej smernice (okrem štyroch dcérskych smerníc) bez zmien v existujúcich cieľoch kvality ovzdušia. Stanovuje nové ciele kvality ovzdušia pre PM<sub>2.5</sub> (jemné častice) a obsahuje možnosť odpočítania prirodzených zdrojov znečistenia pri hodnotení dodržania hraničných hodnôt.

### **1.5.2 Legislatívne nástroje na ochranu vôd v EU**

Okrem priamych účinkov majú ľudské činnosti, ako je poľnohospodárstvo, priemysel, produkcia odpadov a doprava, nepriame a kumulatívne dopady na biodiverzitu najmä prostredníctvom znečistenia ovzdušia, pôdy a vody. Široké spektrum znečisťujúcich látok vrátane prebytočných živín, pesticídov, mikrobov, priemyselných chemikálií, kovov a farmaceutických výrobkov končí v pôde, alebo v podzemných a povrchových vodách. Vplyvy na ekosystémy sa pohybujú od poškodenia lesov a jazier z dôvodu acidifikácie, poškodenia biotopov v dôsledku obohatenia živinami, bujnenia rias spôsobeného prebytkom živín až po nervové a endokrinné poškodenie druhov pesticídmi, steroidnými estrogénmi a priemyselnými chemikáliami ako napr. PCB. Väčšina európskych dát o účinkoch znečisťujúcich látok na biodiverzitu a ekosystémy sa týka acidifikácie a

eutrofizácie. Monitorovaním, vyhodnocovaním a prijatím príslušných legislatívnych obmedzení dochádza k znižovaniu produkcie emisií na území EU, čo má pozitívny dopad i na distribúciu škodlivín v podzemných a povrchových vodách. Jedným z úspechov európskej environmentálnej politiky je významné zníženie emisií oxidujúceho polutantu SO<sub>2</sub> od roku 1970. Avšak ešte i v roku 2010 podľa EEA na 10 % plochy prírodných ekosystémov Európy stále dochádza ku kyslým spádom prevyšujúcim kritickú záťaž. Nemenej významným antropickým zdrojom znečistenia týchto vôd je aj poľnohospodárstvo. Keďže podzemná voda predstavuje 75 % zásob pitnej vody EÚ, znečistenie pochádzajúce z priemyslu, odpadových skládok a dusičnanov z odvetvia poľnohospodárstva je vážnou hrozbou pre zdravie. Vzhľadom na to, že mnoho znečisťujúcich látok vyplavených za posledné desaťročia z pôdy ešte nedosiahlo hladinu podzemnej vody, bude trvať 25 až 50 rokov, kým hodnoty dusičnanov v podzemných vodách v rozvodniach v Holandsku, Belgicku, Dánsku a Nemecku klesnú na prijateľné úrovne v súlade so smernicou o pitnej vode. Smernica 98/83/ES definuje základné štandardy kvality pre vodu určenú na ľudskú spotrebu. Táto smernica berie do úvahy i vedecký a technický pokrok a znižuje napr. hraničnú hodnotu olova z 50 na 10 µg/l. Smernice požadujú od členských štátov, aby pravidelne sledovali kvalitu vody určenej na ľudskú spotrebu použitím metódy vzorkovacích bodov a aby vytvorili monitorovacie programy.

Predchádzajúca smernica 75/440/EHS o znížení a prevencii znečistenia povrchových vôd určených na odber pitnej vody a smernica 79/869/EHS o harmonizácii národných pravidiel o sledovaní kvality povrchovej sladkej vody boli nahradené rámcovou smernicou o vode (RSV) 2000/60/ES s účinnosťou od 22. decembra 2003. Rámcová smernica o vode poskytuje rámec pre integráciu prísnych environmentálnych noriem pre kvalitu vody a jej používanie do iných politík. Prvý pohľad na plány manažmentu povodí, ktoré členské štáty vypracovali a podali o nich správy v priebehu prvého kola implementácie rámcovej smernice o vode ukazuje, že značný počet vodných útvarov čelí vysokému riziku, že nedosiahnu dobrý ekologický stav do roku 2015. V mnohých prípadoch je to spôsobené problémami týkajúcimi sa vodného hospodárstva, najmä v súvislosti s množstvom vody a zavlažovaním, zmenami štruktúry koryta riek a brehov riek, prepojenosťou riek alebo neudržateľnými protipovodňovými opatreniami, ktoré neboli riešené v skorších politikách orientovaných na znečistenie.

Táto smernica je najkomplexnejším súborom cieľov, nástrojov a záväzkov v oblasti vodného hospodárstva. Medzi dva hlavné ciele RSV patrí ochrana a zlepšenie kvality

vodných ekosystémov a trvalo udržateľné, vyvážené a spravodlivé využívanie vôd. Uplatňuje sa pri jej realizácii princíp povodia a jeho integrovaného riadenia, čo zahŕňa aj medzisektorový prístup. Týka sa tiež priamo chránených území, ktoré sú definované v Prílohe VI, RSV. Povinnosťou členského štátu je vytvoriť Register chránených území, do ktorého spadajú najmä tieto:

- územia určené pre odber vody pre ľudskú spotrebu podľa článku 7 smernice
- územia určené pre ochranu ekonomicky významných vodných druhov
- vodné útvary určené ako rekreačné vody, vrátane vôd na kúpanie podľa Smernice 76/160/EEC
- citlivé a zraniteľné oblasti
- územia určené na ochranu stanovišť alebo druhov, vrátane Natura 2000.

### **1.5.3 Legislatívne nástroje na ochranu vôd v SR**

Ochrana vodných zdrojov má v SR dlhú tradíciu a je ošetrená v právnych predpisoch týkajúcich sa sektora vôd. Implementácia RSV bola pre SR záväzná, pričom spôsob jej realizácie je ponechaný na samotný členský štát. Zákonodarný orgán SR prijal pre naplnenie požiadaviek RSV tzv. vodný zákon a s ním súvisiace vykonávacie predpisy, ktorý bol vydaný ako zákon 364/2004 Z.z. o vodách a o zmene zákona Slovenskej národnej rady č. 372/1990 Zb. o priestupkoch v znení neskorších predpisov.

Tento zákon vytvára podmienky na všestrannú ochranu povrchových vôd a podzemných vôd, vrátane vodných ekosystémov a od vôd priamo závislých krajinných ekosystémov, na zlepšovanie stavu povrchových vôd a podzemných vôd a na ich účelné a hospodárne využívanie.

V tomto zákone sú už transponované požiadavky vyplývajúce z Rámцovej smernice o vode, vrátane požiadaviek na chránené územia. Podľa zákona o vodách chránené územia sú:

- a) územia s povrchovou vodou určenou na odber pre pitnú vodu,
- b) územia s vodou vhodnou na kúpanie,
- c) územia s povrchovou vodou vhodnou pre život a reprodukciu pôvodných druhov rýb,
- d) chránené oblasti prirodzenej akumulácie vôd (ďalej len "chránená vodohospodárska oblasť"),
- e) ochranné pásma vodárenských zdrojov,

- f) citlivé oblasti,
- g) zraniteľné oblasti,
- h) chránené územia a ich ochranné pásma podľa osobitného predpisu.

Hlavným cieľom ochrany prírodného bohatstva v oblasti vôd je podľa vodného zákona ochrana povrchových a podzemných vôd vrátane vodných ekosystémov a od vôd priamo závislých krajinných ekosystémov. Ochranu vôd pritom treba chápať ako integrovanú ochranu kvality a kvantity podzemných a povrchových vôd. Oba tieto aspekty ochrany vôd sú najmä vo vodohospodársky významných zdrojových oblastiach zastrešované systémom tzv. územnej ochrany vôd. Táto pozostáva z troch druhov ochrany:

- a) zo všeobecnej, vyplývajúcej zo zákona o vodách;
- b) zo širšej – regionálnej ochrany, realizovanej formou chránených vodných oblastí
- c) zo sprísnenej špeciálnej – tzv. užšej ochrany pre využívané vodárenské zdroje na pitné účely realizovanej formou ochranných pásiem.

Pre vykonanie cieľov a zámerov RSV bolo v poslednom období aj v legislatíve SR prijatých niekoľko úprav noriem a oprávnení pre túto oblasť. Cieľom týchto zmien je poskytnúť nástroje na dosiahnutie dobrého ekologického stavu vôd do roku 2015 na území SR. Spomínané legislatívne normy sú :

- o Nariadenie vlády SR o environmentálnych normách kvality v oblasti vodnej politiky č. 270/2010
- o Nariadenie vlády SR ktorým sa ustanovujú požiadavky na dosiahnutie dobrého stavu vôd č. 269/2010
- o Vyhláška Ministerstva pôdohospodárstva, životného prostredia a regionálneho rozvoja o vykonaní niektorých ustanovení vodného zákona č. 418/2010

Ako je vidieť v oblasti manažmentu vôd bolo prijatých na národnej i európskej úrovni množstvo legislatívnych úprav, ktoré by mali zefektívniť a zjednodušiť implementáciu ochrany vôd v praxi. V skutočnosti prijaté právne normy globálne priniesli zvýšenie právneho povedomia spoločnosti v tejto oblasti, ale existuje neustále množstvo bariér pôsobiacich proti jeho reálnemu nasadeniu. Základom budúcej úspešnej aplikácie integrovaného manažmentu vôd je práve eliminácia týchto špecifických bariér.

## 2 Cieľ práce

Cieľom predloženej diplomovej práce bolo analyzovať a zhodnotiť acidifikáciu štiavnických tajchov–Veľká Richňava, Veľká Vindšachta, Rozgrund, Bančiansky, Beliansky a Počúvadlo (stredné Slovensko) v roku 2010.

Parciálnymi cieľmi práce bolo:

1. overiť v praxi vhodnosť terénneho stanovenia adenosíntrifosfátu pre rýchle určenie úrovne biologického oživenia vôd riešených vodných útvarov
2. zhodnotiť trendy acidifikácie vôd na Slovensku a v Európskej únii.



### 3 Materiál a metodika práce

#### 3.1 Vymedzenie záujmového územia

Územie Banskej Štiavnice je poznačené dlhodobou činnosťou človeka či už pri ťažbe a spracovaní rúd, ako aj pri budovaní samotného mesta a jeho zázemia. Postupnosť výstavby dokumentuje aj historický vývoj samotného mesta v závere Štiavnického potoka a postupná výstavba mesta na všetkých voľných plochách na svahoch okolitých kopcov. Táto výstavba baníckeho osídlenia je charakteristická pre väčšinu osídlenia v banských oblastiach, pričom jej realizácia je úzko spätá s krajinnými danosťami a prvkami krajiny, ktoré prirodzene prestupujú cez zástavbu a sú vtáňované až do historického jadra mesta a jeho širšieho okolia s prirodzenou symbiózou. Hodnotenú územie je prístupné zo všetkých ciest smerujúcich z miest a obcí (napr. Hontianske Nemce, Krupina, Levice, Zvolen, Žiar nad Hronom, Žarnovica) smerom do centra mesta Banská Štiavnica (Kollár, 2004).

Pôvodnú krajinu záujmového územia vytvorila riečna sieť podhorských potokov a jednotlivé exogénne a endogénne procesy pôsobiace v území (hlavne sopečná činnosť). Pre štruktúry krajiny mesta Banská Štiavnica a jeho najbližšieho okolia sú charakteristické antropogénne objekty (obytné, obslužné, rekreačné, priemyselne, poľnohospodárske, resp. administratívne povahy), lesné spoločenstvá, vodné plochy a toky, líniové prvky zelene, ale aj dopravných a technických prvkov infraštruktúry, ktoré sú doplnené nelesnou drevinnou a bylinnou vegetáciou. Charakteristickým znakom je aj výskyt ruderalnej vegetácie a historických objektov, ktoré nie sú veľmi často v dobrom technickom stave. Dotknuté územie sa vyznačuje strednou hodnotou ekologickej stability (Paučulová, 2009). Z paradoxu myšlienky využitia vodného energetického potenciálu v geografickom priestore bez výraznejších zdrojov povrchovej vody vzniklo originálne hydrotechnické riešenie, ktoré zásadne zmenilo dobové názory na možnosti dobývania rúd a v konečnom dôsledku výrazne preformovalo kolorit banskoštiavnickej krajiny. Okolie Banskej Štiavnice je unikátnym príkladom toho, ako voda usmernená umom človeka dokáže dávať život, sprístupňovať bohatstvo a meniť históriu (Lichner, 1997).

## **3.2 Charakteristika prírodných podmienok územia**

### **3.2.1 Geomorfologické pomery**

Základ horského masívu Štiavnických vrchov tvorí Štiavnický stratovulkán, ktorého vývoj bol sprevádzaný vznikom sčasti syngenetických až postgenetických depresí (súčasnú kotlinu) a vznikom hrast'ovej štruktúry v centrálnej časti pohoria (hodruško-štiavnická hrast'). Tieto skutočnosti, pokračujúca denudácia vrchných častí vulkanickej štruktúry a tektonické pohyby v postvulkanickom období podmienili vývoj súčasného reliéfu (Paučulová, 2009).

### **3.2.2 Geologické pomery**

Štiavnické vrchy sú súčasťou vulkanických pohorí neogénneho andezitového vulkanizmu v oblasti stredného Slovenska. Vo vulkanických pohoriach Štiavnických vrchoch a Pohronského Inovca boli identifikované zvyšky rozsiahleho stratovulkánu, ktorého vulkanické horniny pokrývajú plochu viac ako 2200 km<sup>2</sup> a sú najväčším útvarom tohto typu v Karpatskom oblúku. Zvyšky tohto nezvyčajne mohutného stratovulkánu zahŕňajú oblasť Štiavnických vrchov a Pohronského Inovca, v smere na SZ zasahujú do východnej a južnej časti pohoria Vtáčnik a v smere na SV do južných okrajov Kremnických vrchov. Smerom na juh pokračujú produkty tohto stratovulkánu uložené v morskom prostredí v oblasti Krupinskej vrchoviny a Ipeľskej pahorkatiny (južne od Šiah). Stratovulkán sa vyznačuje komplikovanou stavbou zahrňujúcou horniny pestrého zloženia od bazaltov, bazalto - andezitov, andezitov až do hornín ryolitového zloženia. V rámci stratovulkánu sa uskutočnil vývoj subvulkanických intruzívnych komplexov a vznik kaldery veľkých rozmerov o priemere 18 x 22 km. V záverečnom období výzdvihom rozsiahleho bloku v oblasti kaldery bola sformovaná hrast'ová štruktúra – hodruško - štiavnická hrast', na ktorú bolo viazané bohaté drahokovové a polymetalické zrudnenie hodruško - štiavnického rudného revíru. Územie je mimoriadne bohaté na výskyt minerálov, ktoré nemá na Slovensku obdobu. Drahokovové zrudnenie v oblasti Štiavnických vrchov podmienilo založenie a rozkvet mesta Banskej Štiavnice a Banskej Hodruše už v období ranného stredoveku (Kollár, 2004).

### 3.2.3 Klimatické pomery

Podľa údajov v Atlase krajiny SR (2002) patrí záujmové územie do mierne teplej klimatickej oblasti, okrsku mierne teplého, mierne vlhkého, vrchovinového. Má horskú klímu s malou inverziou teplôt, v nižšie položených častiach mierne teplú a vo vyššie položených mierne chladnú. Priemerná ročná teplota je od 6 °C do 7 °C, priemerná teplota v januári (v najchladnejšom mesiaci v roku) je cca – 4 °C až - 5 °C, v júli (v najteplejšom mesiaci v roku) je 12 °C až 16 °C a počet letných dní býva 33 a mrazových 121. Priemerná ročná teplota pôdy je od 4 °C do 8 °C. Priemerné ročné sumy globálneho žiarenia predstavujú 1 150 – 1 250 kWh.m<sup>-2</sup>.

Vlhkosť prinášajú tlakové nízke od západu na východ. Podstatný vplyv na úhrn zrážok má nadmorská výška a reliéf. Priemerné ročné množstvo zrážok sa pohybuje okolo 800 mm. Najväčší počet zrážkových dní majú mesiace máj, jún, november a december. Priemerné ročné úhrny potenciálnej evapotranspirácie v dotknutom území predstavujú 450 – 500 mm. Priemerný počet dní so snehovou pokrývkou (priemer za roky 1961 – 1990 bol 80 – 100 dní. Priemerná výška snehovej pokrývky bola 15 až 60 cm. Z hľadiska veterných pomerov v oblasti Štiavnických vrchov vo všeobecnosti prevláda vietor od severozápadu. Frekventovaným javom sú tzv. horské vetry, ktoré sú tvorené striedavým pohybom vzduchu (Kollár, 2004).

### 3.2.4 Hydrologické pomery

#### **Povrchové toky.**

Celkový charakter Štiavnických vrchov podmienil vznik radiálnej riečnej siete. Z hľadiska hydrografických pomerov je možné konštatovať, že všetky toky skúmaného územia sú autochtónne, pomerne krátke, s veľmi nízkymi priemernými ročnými prietokmi. Svojím režimom patria k vrchovinno-nížinnému typu s maximálnym prietokom vo februári až apríli (minimálnym v septembri, decembri a januári). Typ režimu odtoku v predmetnej oblasti je dažďovo – snehový (Kollár, 2004).

Oblasť Štiavnických vrchov hydrologicky spadá do dvoch povodí, a to rieky Hron a rieky Ipel'. Do povodia Hrona odvodňujú územie tok Jasenica a Vyhniansky potok. Do povodia Ipel'a odvodňuje územie tok Štiavnica. Cez historické jadro Banskej Štiavnice preteká Štiavnický potok systémom štôlní, ktoré prechádzajú do krytého profilu. V dolnej časti zastavaného územia obce tečie Štiavnický potok v otvorenom neupravenom koryte (Kollár, 2004).

## **Vodné plochy.**

Banskoštiavnické vodné nádrže boli vybudované v minulosti pre potreby baníctva. Z pôvodných viac ako 50 ich zostalo dnes 23 a slúžia zväčša na rekreačné účely. Väčšina týchto nádrží vznikla v 15. až 17. storočí, pričom slúžili pre potreby banských, úpravníckych a hutníckych zariadení. Zdrojom vody, okrem niekoľkých menších prameňov, je zrážková voda, ktorá sa do nádrží dostáva pomocou umelých zberných jarkov, dlhých niekoľko kilometrov, obtáčajúcich všetky okolité kopce v okolí Banskej Štiavnice. Celý systém vodných nádrží v okolí Banskej Štiavnice je vytvorený zemnými priehradami, ktoré predstavujú pozoruhodné stavebné diela aj z hľadiska dnešných poznatkov (Paučulová, 2009).

### **3.2.5 Pôdne pomery**

Prevažnú časť Štiavnických vrchov zaberajú kambizeme (kambizeme modálne kyslé, sprievodné kultizemné a rankre; zo zvetralín kyslých až neutrálnych hornín), pričom okolie Sitna tvoria andozeme zo zvetralín, neovulkanitov a ich pyroklastík. V rámci zastavaného územia obce dominujú antropogénne pôdy - kultizeme a antropozeme. Kultizeme sa nachádzajú na prirodzených substrátoch, majú však kultiváciou výrazne pozmenené vlastnosti. Sú to pôdy záhrad, ovocných sádov a pod. K antropogénnym pôdam boli zaradené aj pôdy hald nachádzajúcich sa v blízkom okolí (Paučulová, 2009).

Väčšina pôd územia patrí k hlinitým až piesočnato - hlinitým pôdnym druhom s obsahom skeletu okolo 20 %. Retenčná schopnosť a priepustnosť pôd je v dotknutom území stredná. Vlhkostný režim pôd v dotknutom území je vlhký. Obsah humusu v poľnohospodárskych pôdach v dotknutom území je nízky až stredný (do 2,3 %). Pôdna reakcia pôdy je v dotknutom území prevažne neutrálna až kyslá. Väčšina pôd v dotknutom území je náchylná na vodnú eróziu, pričom veterná erózia v dotknutom území pôsobí minimálne (Kollár, 2004).

### **3.2.6 Biotické pomery**

Biogeografická poloha územia Štiavnických vrchov na rozhraní dvoch rozdielnych klimatických typov spôsobuje prelínanie panónskych a karpatských horských prvkov fauny a flóry.

### 3.2.6.1 Vegetácia

Štiavnické vrchy sú z fyto geografického hľadiska súčasťou západokarpatskej floristickej oblasti (*Carpaticum occidentale*) obvodu predkarpatskej flóry (*Praecarpaticum*) v okruhu Slovenské stredohorie. Podľa fyto geograficko-vegetačného členenia sa dotknuté územie nachádza na rozhraní zóny dubovej (podzóny horskej, oblasti sopečnej, okresu Pohronský Inovec, Štiavnické vrchy, podokresu Štiavnické vrchy) a bukovej (oblasti sopečnej, okresu Štiavnického). Podľa vegetačnej rekonštrukčnej mapy klimaxových rastlinných spoločenstiev sa v záujmovom území pôvodne vyskytovali bukové a jedľovo-bukové lesy, podhorské bukové lesy, dubové lesy na kyslých podložiach a karpatské dubovo-hrabové lesy. Rastlinný kryt je druhovo rozmanitý. Územie bolo pôvodne pokryté súvislými listnatými lesmi. Banské a hutnícke podnikanie intenzívne využívalo drevo a exploatovalo lesy, ktoré boli sčasti obnovené výsadbou. Ich druhové zloženie je dnes prevažne nepôvodné (Paučulová, 2009).

### 3.2.6.2 Fauna

Z hľadiska zoogeografického členenia terestrického biocyklu je dotknuté územie zaradené do provincie listnatých lesov a podkarpatského úseku. Z hľadiska zoogeografického členenia limnického biocyklu je dotknuté územie zaradené do provincie pontokaspickej, okresu podunajského a časti stredoslovenskej. V rámci Štiavnických vrchov je z veľkých cicavcov evidovaný výskyt aj introdukovaných druhov ako daniela škvrnitého (*Dama dama*) a muflóna obyčajného (*Ovis musimon*). Oblasť Sitna bola kedysi známou srnčou rezerváciou, kde sa lovili kapitálne trofejové srnce. V súčasnosti však srnčiu zver vytláča jelenia zver. Taktiež sa tu vyskytuje najväčšia mačkovitá šelma na Slovensku rys ostrovid (*Lynx lynx*), ktorý sa v ostatných rokoch objavuje v niekoľkých exemplároch po celom území Chránenej krajinej oblasti Štiavnické vrchy. V starších lesných porastoch žije mačka divá (*Felis silvestris*), jazvec obyčajný (*Meles meles*), tchor obyčajný (*Putoris putoris*) a v posledných rokoch aj medveď hnedý (*Ursus arctos*). Množstvo opustených banských štôlní a šácht poskytuje vhodný úkryt a zimovisko viacerým druhom netopierov. Dosiaľ sa tu zistilo 11 druhov napr. lietavec sťahovavý (*Miniopterus schreibersii*). Z chránených druhov vtáctva je evidovaný výskyt napr. sokola rároha (*Falco cherrug*), sokola lastovičiara (*Falco subbuteo*) a sokola sťahovavého (*Falco peregrinus*). Zriedkavý je aj výskyt haje červenej (*Milvus milvus*) a haje hnedej (*Milvus migrans*). Z orlov je evidovaný výskyt orla krikľavého (*Aquila pomarina*) a orla malého (*Hieraaetus pennatus*) (Paučulová, 2009).

### 3.3 Banskoštiavnické tajchy

Na princípe využitia vody ako energetického zdroja vznikli v Banskej Štiavnici v polovici 18.storočia v tom čase na svete najefektívnejšie banské čerpacie mechanizmy na vodu, z ktorých hlavne vodostĺpcový čerpací stroj sa postupne šíril aj do ostatných baníckych centier sveta.

V banskoštiavnickom rudnom revíre vzniklo od začiatku 16.storočia do začiatku 20.storočia postupne okolo 60 vodných nádrží. Viac ako 50 slúžilo banskej prevádzke a možno povedať, že práve tieto boli najväčšie a najvýznamnejšie. Podľa jednotlivých povodí a funkcií môžeme banské vodné nádrže v banskoštiavnickom rudnom revíre rozdeliť do nasledovných hlavných skupín (Lichner, 1997):

1. piarske vodné nádrže
  - a. Spodná Vindšachta
  - b. Evička
  - c. Veľká Vindšachta
  - d. Veľká a Malá Richňava
  - e. Bakomi
  - f. Počúvadlo
  - g. Krehsengrund
  - h. Kornberg
  - i. dva Komorovské
2. banskoštiavnické vodné nádrže
  - a. Malá a Veľká Vodárenská
  - b. Červená studňa
  - c. Ottergrund
  - d. Klinger
  - e. Maxišachta a Žigmundšachta
  - f. Horný a Dolný Michalštôlniansky tajch
3. kolpašské vodné nádrže
  - a. Malý a Veľký Kolpašský tajch
  - b. Rybník
4. hodrušské vodné nádrže
  - a. Horný a Dolný Hodrušský tajch
  - b. Brenerský tajch

- c. Kopanický tajch
- 5. vyhnianske vodné nádrže
  - a. Teplopotocký tajch
  - b. Rozgrund
  - c. Bančiansky tajch
- 6. belianske vodné nádrže
  - a. Beliansky tajch
  - b. Goldfusský tajch
  - c. Halčiansky tajch

Rozmiestnenie vodných nádrží v banskoštiavnickom rudnom revíre je viditeľné na obr. 2.

Aj keď najväčším bankským vodohospodárskym systémom v Európe do konca 18.storočia bol harzský vodohospodársky systém v Nemecku, banskoštiavnický vodohospodársky systém sa vyznačoval pozoruhodnými technickými parametrami vodných nádrží. Z trinástich bankských vodných nádrží s najväčším objemom vody, ktoré vznikli v Európe do začiatku 19.storočia, viac ako polovica (sedem) je z banskoštiavnického rudného revíru. Najvyššími tromi hrádzami bankských vodných nádrží postavenými v Európe až do polovice 19.storočia, sú hrádze postavené v okolí Banskej Štiavnice a to (Lichner, 1997):

- o Rozgrund – 30,2 m
- o Veľká Richňavská nádrž – 23,4 m
- o Počúvadlo – 22,5 m.

Prevažná väčšina vodných nádrží v banskoštiavnickom rudnom revíre slúžila v minulosti na pohon bankských, úpravníckych a hutníckych zariadení, v menšej miere aj na pohon hámrov a mlynov. Niekoľko vodných nádrží slúžilo aj na rybochovné účely (rybníky), alebo ako zdroje pitnej vody pre zásobovanie obyvateľstva. V súčasnosti sú využívané ako zdroje pitnej vody a na rekreačné účely.

### **3.4 Pracovne postupy a metódy**

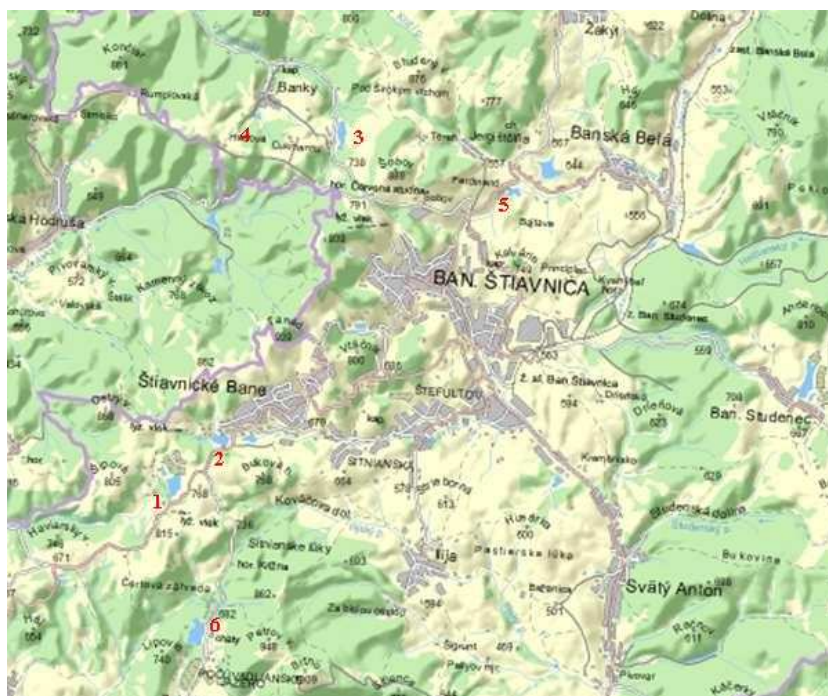
Pre účel hodnotenia acidifikácie banskoštiavnických tajchov boli vybrané tieto tajchy:

1. Veľká Richňava (povodie Hrona)
2. Veľká Vindšachta (povodie Ipľa)
3. Rozgrund (povodie Hrona)
4. Bančiansky tajch (povodie Hrona)

5. Beliansky tajch (povodie Hrona)

6. Počúvadlo (povodie Ipľa)

Rozmiestnenie vybraných tajchov uvádzame na obrázku č.2.



Obr. 2 Mapa rozmiestnenia vybraných tajchov ( geo.enviroportal, 2011)

### 3.4.1 Odber vzoriek vôd tajchov

Z každého tajchu sme vykonali 2 odbery a to v dvoch termínoch:

- jeseň 2010
- jar 2011

Vo všetkých odberoch sme vykonali merania vybraných chemických parametrov a to minimálne v rozsahu parametrov: pH, vodivosť, teplota vody, rozpustený kyslík, alkalita, fluoridy, chloridy, sírany, dusičnany, amoniak, obsah ťažkých kovov (Cd, Pb, Ni, Co...), hliník, fosfor, sodík, draslík, vápnik, horčík, celkový organický uhlík a celkový adenozintrifosfát.

Odbery vzoriek sme vykonávali podľa technickej normy STN ISO 5667 (časti 1,3,6 a 14). Vzorky sme odoberali z telesa hrádze vo vzdialenosti 3-4 m z hĺbky 1-1,5 m pod hladinou vody. Vzorky sme po odbere spracovali do 24 hodín v laboratóriu. Terénne merania pH, teploty, vodivosti a rozpusteného kyslíka sme vykonávali ihneď pri odbere vzoriek z vodného útvaru.

Odobrané vzorky zo skúmaných tajchov sme analyzovali v laboratóriu chemickej kontroly Atómovej elektrárne Mochovce.



### 3.4.2 Metódy analýz vzoriek vôd tajchov

Odobrané vzorky vôd sme analyzovali buď priamo v terénne alebo v laboratóriu za využitia najmodernejšej prístrojovej techniky.

Ako terénne merania sme vykonávali:

- pH
- teploty vody
- vodivosť korigovaná na 25°C
- rozpustený kyslík

Na terénne merania sme použili prístroj WTW Multi 350i s multiparametrovou sondou MPP350 (viď obr. 14 v prílohe). Pre analýzy sme použili skúšobné postupy podľa noriem:

- STN ISO 10523 pre stanovenie pH
- STN EN 25814 pre elektrochemické stanovenie kyslíka
- STN 75 7375 pre stanovenie teploty
- STN EN 27888 pre stanovenie elektrolytickej vodivosti

Pri odbere vzoriek sme zaznamenali teplotu vzduchu kalibrovaným skleneným teplomerom. Všetky vzorky sme odobrali do plastových fliaš pomocou odberového zariadenia na odber vzoriek z nádrží pozostávajúceho s teleskopickéj tyče o maximálnej dĺžke 6 m a odberovej nádoby objemu 1000 ml (viď obr. 13 v prílohe).

Pre stanovenie jednotlivých parametrov sme použili metódy odporúčané v NV SR 269/2010 Z.z..

Tab.1 Zoznam použitých metód merania pri analýze vzoriek z vybraných štiavnických tajchov

Metóda	Stanovovaný parameter
potenciometria	pH, O <sub>2</sub>
konduktometria	vodivosť
iónová chromatografia	F, Cl, SO <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub>
atómová emisná spektrometria s indukčne viazanou plazmou	Ag, Ba, Sr, Ca, Mg, K, Na, Ni, Cd, Zn, Co, Fe, Mn, Cr, Cu, Pb, Al
lumniscencia	ATP <sub>celk.</sub>
elektrochémiá so selektívnou membránou	TOC
spektrofotometria	NH <sub>4</sub>

Zdroj: Ďurič, 2010

Analýzu vzoriek v laboratóriu sme vykonávali pomocou týchto prístrojov a zariadení :

- Stanovenie aniónov sme vykonávali na iónovom chromatografe Dionex ICS1000 s využitím kolón AS14A izokratickou analýzou s uhličitanovým eluentom po filtrácii vzorky cez 0,45um filtre (obr. 16 v prílohe). Skúšobný postup sme vykonávali podľa STN EN ISO 10304-1.
- Stanovenie katiónov sme vykonávali na atómovom emisnom spektrometri s indukčne viazanou plazmou Thermo iCAP 6500 v okyslených vzorkách (obr. 17 v prílohe). Skúšobný postup sme vykonávali podľa STN EN ISO 11885.
- Stanovenie TOC sme vykonávali prístrojom Sievers 900 s využitím eliminácie anorganického uhlíka (obr. 18 v prílohe). Stanovenie TOC sme vykonávali ako diferenčné stanovenie po stanovení celkového a anorganického uhlíka. Skúšobný postup sme vykonávali podľa STN EN 1484.
- Stanovenie ATP sme vykonávali na luminometri HY-Lite s využitím vzorkovacích pier pre stanovenie celkového ATP (obr. 19 v prílohe). Skúšobný postup sme vykonávali podľa aplikačného listu fy Merck.
- Celková tvrdosť sme stanovili výpočtom. Skúšobný postup sme vykonávali podľa STN ISO 6058.

Alkalita bola stanovená volumetrickou titráciou na indikátor s farebným prechodom. Skúšobný postup bol vykonávaný podľa STN EN ISO 9963-1.

Presnosť stanovenia všetkých parametrov bola určená pri validačných postupoch laboratória a spĺňa podmienku 50% z príslušnej environmentálnej normy pri dosiahnutí limity stanovenia nižšej ako 30% environmentálnej normy kvality. Všetky výsledky meraní, použité skúšobné postupy a zariadenia sme riadne zdokumentovali. Laboratórium sa pravidelne zúčastňuje medzilaboratórných porovnávacích testov pre povrchové vody a má zavedený systém kvality podľa STN ISO 17025:2005 pre skúšobné laboratóriá.

### **3.4.3 Metóda hodnotenie odolnosti tajchov voči acidifikácii**

Pre hodnotenie odolnosti voči acidifikácii sme vychádzali z metodiky hodnotenia parametrov povrchových vôd podľa ICP Waters (ICP, 2008) na hodnotenie acidifikácie jazier. Pre identifikáciu senzitivity k okysľovaniu sú stanovené kritériá pre jednotlivé parametre a to pre :

- Reakciu vody - pH

- o Kyselinovú neutralizačnú kapacitu (ANC) ktorú sme vypočítali ako sumu základných kationtov znížená o sumu aniónov silných anorganických kyselín:

$$ANC = c_{Ca} + c_{Mg} + c_{Na} + c_K + c_{NH_4} - c_{Cl} - c_{SO_4} - c_{NO_3} \quad [\mu eq/l] \quad (1)$$

- o Sumu základných kationtov ktorú sme vypočítali ako súčet koncentrácií základných kationtov:

$$BC = c_{Ca} + c_{Mg} + c_{Na} + c_K + c_{NH_4} \quad [\mu eq/l] \quad (2)$$

Indikačné hodnoty ANC a základných kationtov sú uvedené v tabuľke 2.

Tab. 2 Hraničné hodnoty senzitivity povrchových vôd k acidifikácii

Parameter		vysoko senzitivne	stredne senzitivne	odolné
ANC	$\mu eq/l$	<20	20-50	>200
Suma základných kationtov	$\mu eq/l$	<100	100-400	>400

Zdroj: ICP Waters, 2008

Všetky namerané hodnoty sme prepočítali na  $\mu eq/l$  a vypočítali podľa vyššie uvedených vzorcov. Prepočet nameraných hodnôt jednotlivých parametrov z  $mg/l$  na  $\mu eq/l$  sme vykonávali pomocou vzťahu:

$$C_x = \frac{c_x \cdot z_x \cdot 10^3}{M_x} \quad [\mu eq/l] \quad (3)$$

pričom

$C_x$  – koncentrácia analytu v  $\mu eq/l$

$M_x$  – molekulová hmotnosť analytu v  $g/mol$

$z_x$  – náboj analytu vyjadrený v absolútnej hodnote

$c_x$  – koncentrácia analytu v  $mg/l$

### 3.4.4 Metódy hodnotenia trendov

Hodnotenie trendov acidifikácie tajchov sme vykonávali porovnaním nameraných výsledkov z príslušnými environmentálnymi normami kvality a porovnaním výsledkov a trendov meraných v rámci programu ICP Waters v európskom priestore. Pre hodnotenie dlhodobých trendov sme použili Mann-Kendall štatistický test a dostupné vyhodnotenia v rámci existujúcich environmentálnych programov.

Mann-Kendall test pre hodnotenie trendov výsledkov environmentálnych analýz je neparametrická štatistická procedúra vhodná pre analyzovanie trendov dát v časovom rade (Gilbert, 1987). Môžeme ho chápať ako neparametrický test pre nulovú strmosť regresie

prvého rádu pre časovo zoradené koncentračné údaje verzus čas. Matematicky je definovaný ako (S) súčet počtu kladných a záporných rozdielov porovnaný voči nulovej hypotéze pre určenú hladinu významnosti.

$$S = \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^n \text{sgn}(x_j - x_k) \quad (4)$$

Na hodnotenie trendu meraných dát pH sme použili spomínaný test a vyhodnotenie sme vykonávali na hladine významnosti  $\alpha=0,1$  podľa odporúčaní EPA v dokumente Practical Methods for Data Analysis pre testovanie malých súborov dát.

Hodnotenie trendu sme vykonávali pre lokality nachádzajúce sa na Slovensku, pre ktoré boli k dispozícii dostatočné údaje na hodnotenie viacročných trendov. Údaje pre hodnotenie sme získali z internetu ([www.enviroportal.sk](http://www.enviroportal.sk)) a mailom od p. Svetonovej z SHMÚ Bratislava.

### 3.4.5 Ďalšie použité metódy

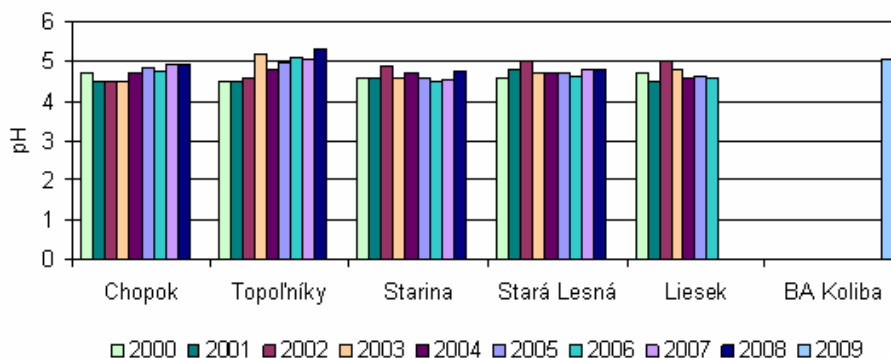
Pri spracovávaní diplomovej práce sme použili i ďalšie metódy ako:

- metódu analýzy – rozdelením riešenej problematiky na čiastkové témy sme vytvorili logické celky ktoré sú uvedené v jednotlivých kapitolách práce z dôvodu prehľadnosti a lepšieho pochopenia práce
- metódu syntézy – vychádzajúc z metódy analýzy sme prepojením čiastkových poznatkov získali nové závery relevantné pre zadanú tému
- metódu komparácie – pomocou tejto metódy sme získavali porovnávaním existujúcich dát a záverov podklady pre naše zistenia a analýzy.

## 4 Výsledky práce a diskusia

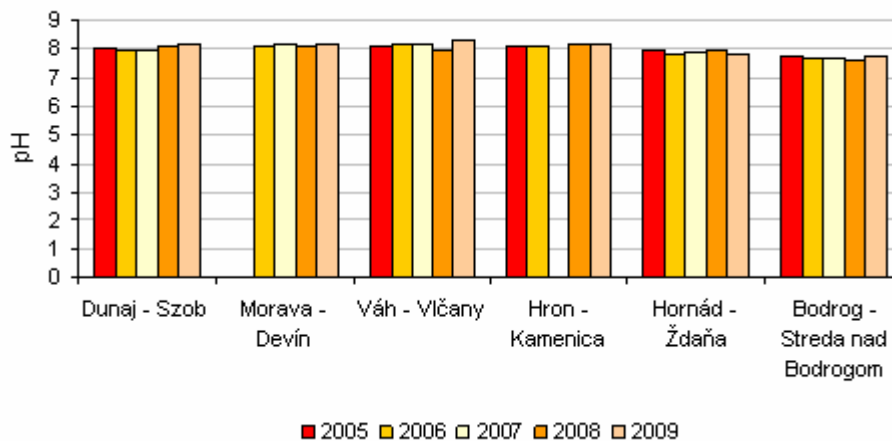
### 4.1 Trendy acidifikácie vôd v SR a EU

Zhodnotenie acidifikácie zo všeobecného hľadiska je vzhľadom na variabilitu horninového podkladu, typov pôd, hydrologických a klimatických podmienok náročné. Z celkového pohľadu možno konštatovať, že vývoj hodnôt pH, koncentrácie síranov a alkality v povrchových vodách má premenlivý a kolísavý charakter. V súčasnosti, vďaka právne stanoveným normám platným pre vypúšťané acidifikačné zmesi, sa obsah síranov a dusičnanov v atmosfére a v zrážkach znížil, a súčasne sa znížilo ohrozenie povrchových a podzemných vôd acidifikáciou. Ako je zrejme z obrázku 3, pH zrážok v SR nevykazuje pokles a v niektorých prípadoch dokonca došlo k nárastu hodnoty pH.



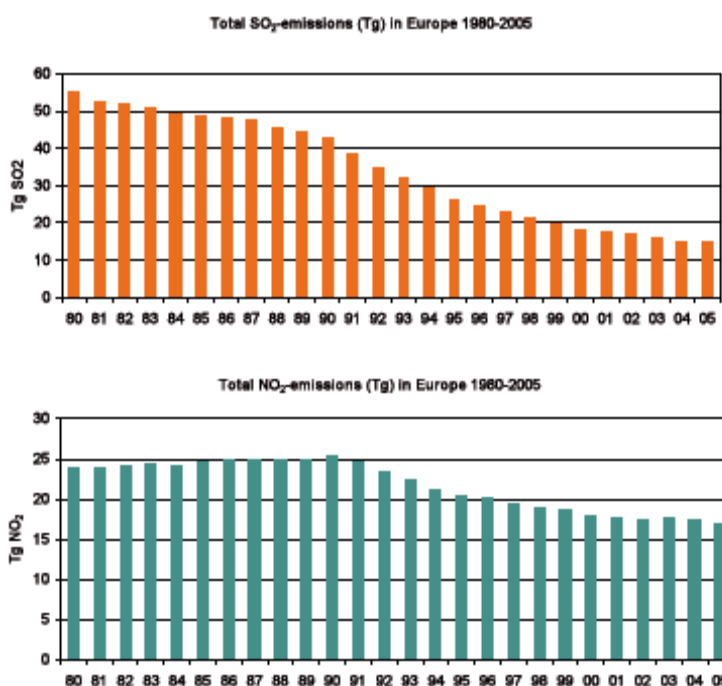
Obr.3 Vývoj pH zrážok v SR (SHMÚ, 2011)

V nadväznosti na priaznivý trend vývoja emisií oxidov síry a dusíka nedochádza ani k acidifikácii povrchových tokov v SR (viď obr. 4). Podľa SAŽP (2011) boli v roku 2009 emisie oxidov síry znížené až o 92% oproti roku 1980 a emisie oxidu siričitého sa plynulo znižujú, čo je okrem poklesu výroby a spotreby energie spôsobené aj zmenou palivovej základne v prospech ušľachtilých palív a používaním palív s lepšími akostnými znakmi. SAŽP (2011) uvádza aj mierne zníženie emisií oxidov dusíka a to o 39% oproti roku 1990 s dlhodobým pomalým poklesom.



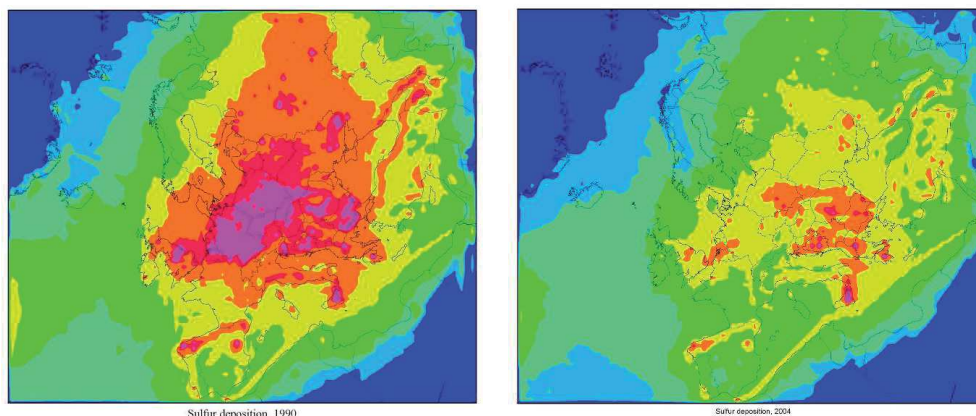
Obr. 4 Vývoj pH vodných tokov SR (SHMÚ, 2011; SAŽP, 2011)

Znižovanie emisií okysľujúcich zložiek je viditeľné aj z výsledkov monitorovania programu ICP Waters v rámci európskeho priestoru, ktorý uvádza zníženie emisií oxidu siričitého o 70 % v roku 2005 oproti roku 1980 a zníženie emisií oxidov dusíka o 30 % v roku 2005 oproti roku 1980 (obr. 5).



Obr.5 Emisie SO<sub>2</sub> a NO<sub>2</sub> v rokoch 1980 až 2005 (ICP Waters, 2008)

Podľa obr. 6 je jednoznačne viditeľný prínos systémových legislatívnych opatrení aj na významné zníženie depozitu síry v Európe.



Obr.6 Depozície síry v rokoch 1990 a 2004 (ICP Waters, 2008)

S klesajúcimi emisiami síry je dusík vypúšťaný v poľnohospodárstve teraz hlavnou oxidujúcou zložkou v našom prostredí. Poľnohospodárstvo je tiež hlavným zdrojom eutrofizácie prostredníctvom emisií nadbytku dusíka a fosforu, ktoré sa využívajú ako živiny. Bilancia živín v poľnohospodárstve sa v mnohých krajinách EÚ v posledných rokoch zlepšila, ale u viac ako 40 % citlivých oblastí suchozemských a sladkovodných ekosystémov dochádza stále k atmosférickej depozícii dusíka nad kritické zaťaženie. Očakáva sa, že zaťaženie dusíkom v poľnohospodárstve ostane vysoké, pretože sa predpokladá, že používanie dusíkatých hnojív v EÚ vzrastie približne o 4 % do roku 2020 (EEA, 2010).

## 4.2 Hodnotenie chemického vôd tajchov

### 4.2.1 Hodnotenie chemického stavu vôd tajchov

Analýzou vzoriek vody vybraných tajchov sme stanovili parametre pre hodnotenie chemického stavu tajchov podľa NV 269/2010 Z.z. príloha 14. Namerané údaje sú uvedené v tab. 5 a 6 v prílohe. Environmentálne normy kvality pre jednotlivé parametre sú uvedené v NV 269/2010 Z.z. v prílohe 1.

Porovnaním nameraných údajov s hodnotami environmentálnych noriem kvality môžeme konštatovať, že došlo k prekročeniu týchto noriem v 5 prípadoch a to:

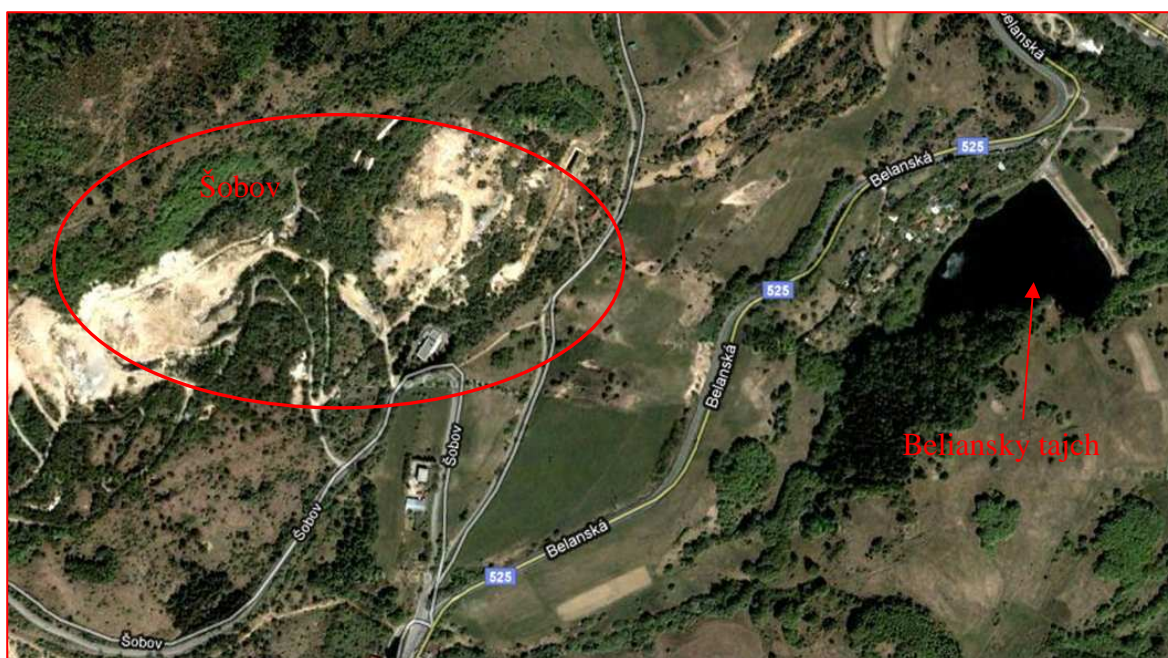
- 1x pre parameter hliník
- 3x pre hornú hranicu parametra pH
- 1x pre parameter zinok

Na základe pravidiel hodnotenia dobrého chemického stavu pri určitom zjednodušení môžeme konštatovať, že dobrý chemický stav dosiahli tajchy:

- Veľká Richňava
- Veľká Vindšachta
- Rozgrund
- Beliansky
- Počúvadlo

Zaznamenali sme zlý chemický stav pre Bančiansky tajch i to len pre prekročenie environmentálnej normy kvality pre parameter hliník (viď tab. 3). Dôvod zvýšenia obsahu tohto pre organizmy toxického prvku v rozpustnej forme bude pravdepodobne zhoršená samočistiaca schopnosť tajchu vyplývajúca z jeho malej veľkosti a iných špecifík tohto vodného útvaru ako sú intenzívne využívanie okolitých lúk, nevhodné umiestnenie rekreačných objektov nad tajchom a iné.

Z hľadiska celkového hodnotenia chemických parametrov môžeme konštatovať, že koncentrácie chemických látok vôd tajchov sú približne na rovnakej koncentračnej úrovni okrem Belianskeho tajchu. Špecifikum Belianskeho tajchu vychádza z jeho umiestnenia, pretože nad tajchom sa nachádza lom Šobov (viď obr. 7), z ktorého vytekajú kyslé banské vody obsahujúce veľké množstvo rozpustených látok.



Obr. 7 Lom Šobov neďaleko Belianskeho tajchu ( maps.google, 2011)

Lokalita Šobov je povrchové ložisko kremencov, kde je pyrit spolu s ílovitým odpadom deponovaný na haldu (Šlesárová, 2006). Spod haldy vyteká kyslá voda



tmavočervenej až fialovej farby, ktorej pH je cca 2 a ktorá obsahuje vysoké koncentrácie rozpustených látok. Vytekajúca AMD výrazne poškodzuje celý okolitý biotop. V ostatných desaťročiach sa tu realizovali rôzne remediačné opatrenia na zamedzenie negatívneho vplyvu týchto vôd, avšak bez výraznejšieho úspechu. Jednalo sa napr. aj o pilotný projekt systému mokradí (Šottník, Šucha, 2001). Aby sa aspoň čiastočne zabránilo negatívne mu pôsobeniu AMD, systém povrchových kanálov zbiera vytekajúcu AMD a sústreďuje ju do retenčnej nádrže, odkiaľ je potom presmerovaná do opustených banskoštiavnických baní (Šlesárová, 2006).

Vzhľadom na presmerovanie hlavnej časti AMD mimo povrchového odtoku môžeme konštatovať, že tieto vody zatiaľ nespôsobujú acidifikáciu Belianskeho tajchu.

Tab. 3 Priemerné namerané úrovne parametrov vôd tajchov voči normovanej hodnote

Parameter		Veľká Richňava	Veľká Vindšachta	Tajch Rozgrund	Bančiansky tajch	Beliansky tajch	Tajch Počúvadlo
As	% normy	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.
Ba	% normy	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.
Ca	% normy	15,3	24,0	17,3	14,3	38,0	11,3
Cd	% normy	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Co	% normy	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cr	% normy	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cu	% normy	31,3	20,8	20,8	31,3	41,7	0,0
Fe	% normy	1,4	3,2	3,1	11,6	9,6	1,7
Al	% normy	26,5	29,8	45,5	118,5	64,8	34,8
K	% normy	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.
Li	% normy	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.
Mg	% normy	1,5	2,1	1,7	1,2	4,5	1,3
Mn	% normy	1,8	5,5	7,0	4,5	33,5	4,0
Na	% normy	4,1	3,9	2,8	3,6	25,5	4,3
Ni	% normy	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pb	% normy	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zn	% normy	12,8	8,5	25,6	19,9	81,2	5,7
TOC	% normy	25,5	13,9	42,7	18,9	49,5	33,4
Tvrdosť celková	% normy	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.
ATP celkový	% normy	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.
Fluoridy	% normy	0,0	0,0	0,0	0,0	10,3	0,0
Chloridy	% normy	1,3	0,8	0,6	0,5	23,3	2,8
Dusičnany	% normy	34,2	8,1	10,1	9,5	6,4	1,3
Sírany	% normy	4,9	10,3	12,0	6,2	33,1	6,9
Teplota vody	% normy	51,3	46,5	46,0	42,3	47,1	49,0
Teplota vzduchu	% normy	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.
Vodivosť	% normy	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.
Kyslík	> 5 mg/l	áno	áno	áno	áno	áno	áno
pH	% normy	92,9	98,8	91,2	98,2	90,3	99,1
m-alkalita	% normy	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.	nenorm.

Zdroj: Ďurič, 2011

#### 4.2.2 Hodnotenie odolnosti tajchov voči acidifikácii

Podľa metodiky ICP Waters (ICP Waters, 2008) pre hodnotenie odolnosti povrchových vôd voči acidifikácii sme hodnotili samostatne každý monitorovaný tajch. Prepočítaním priemerných nameraných hodnôt jednotlivých parametrov sme dostali údaje vhodné na hodnotenie voči určeným indikačným hraniciam. Porovnaním týchto údajov sme mohli vyhodnotiť senzitivitu sledovaných tajchov voči acidifikácii a konštatovať:

- hodnoty pH sú dostatočne vysoké a neboli namerané hodnoty nižšie ako 7,0 t.j. všetky merania sú v mierne zásaditej oblasti
- kyselinová neutralizačná kapacita má hodnotu pre jednotlivé tajchy (viď tab. 4) väčšiu ako 200  $\mu\text{eq/l}$ , čím sa zaraďujú k jazerám odolným voči acidifikácii podľa určených hodnotiacich kritérií (ICP Waters, 2008)
- suma bázických kationov pre jednotlivé tajchy (viď tab. 4) je vyššia ako 400  $\mu\text{eq/l}$ , čo zaraďuje hodnotené tajchy podľa hodnotiacich kritérií do skupiny jazier odolných voči acidifikácii (ICP Waters, 2008).

Priemerne sa ANC pohybuje na úrovni 728  $\mu\text{eq/l}$  a najnižšiu hodnotu dosahuje pre tajch Počúvadlo a to 468  $\mu\text{eq/l}$ , čo je ešte stále viac ako dvojnásobok nad hranicou určujúcou acidifikačne odolné systémy. Obsah bázických kationov sa priemerne pohybuje na úrovni 1689  $\mu\text{eq/l}$  s najnižšou hodnotou pre tajch Počúvadlo a to 998  $\mu\text{eq/l}$ , čo je taktiež viac ako dvojnásobok hranice určujúcej acidifikačne odolné systémy.

Celkovo tak môžeme všetky tajchy hodnotiť na základe spomínaných kritérií ako vodné útvary odolné voči acidifikácii a schopné svojou pufračnou schopnosťou eliminovať prípadný epizodický atak acidifikáciu spôsobujúcich vonkajších faktorov.

Tab. 4 Vypočítané hodnoty pre hodnotenie odolnosti voči acidifikácii

Prameter	Jednotka	Veľká Richňava	Veľká Vindšachta	Tajch Rozgrund	Bančiansky tajch	Beliansky tajch	Tajch Počúvadlo
ANC	$\mu\text{eq/l}$	753	1128	596	705	717	468
Suma bázických kationov	$\mu\text{eq/l}$	1217	1742	1296	1094	3787	998

Zdroj: Ďurič, 2011

### 4.3 Hodnotenie trendov

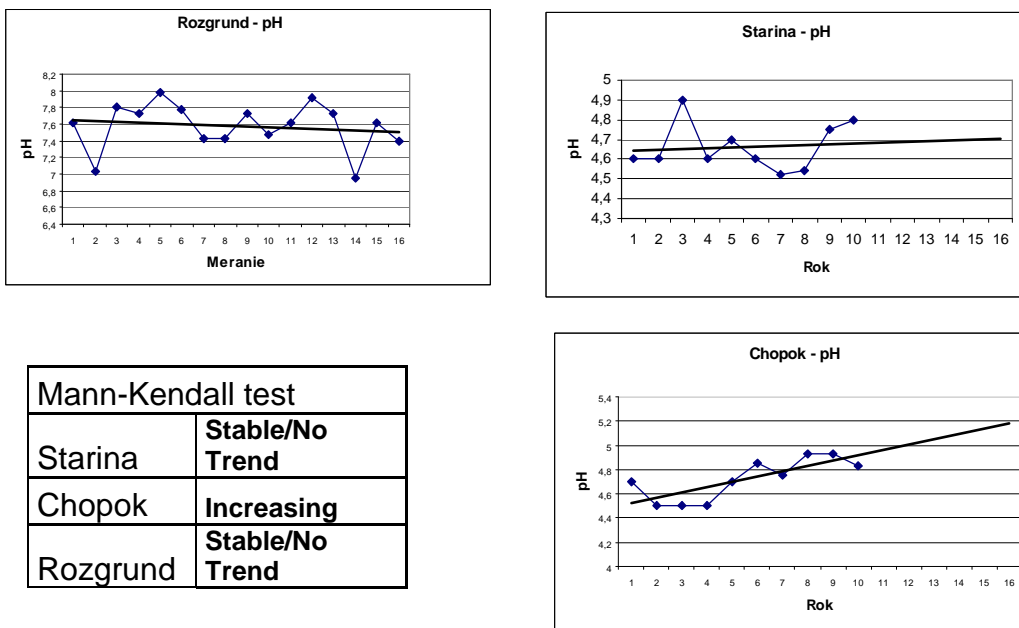
Pre environmentálne monitorovanie jednotlivých systémov je typické dlhodobé sledovanie vybraných parametrov v definovanom mieste. Získaním takeého radu dát môžeme exaktne hodnotiť vývoj daného parametra a tým nepriamo i celého systému. Pre spracovanie nameraných parametrov nie je postačujúce porovnanie s príslušnými normami (ak existujú), ale je nutné hodnotiť i vývoj na základe trendov časových radov meraní. Existuje niekoľko spôsobov vyhodnotenia trendov a pre tento prípad sme zvolili Mann-Kendall test a posúdenie výsledkov analýz a vyhodnotení s globálnymi trendom pre porovnateľné merania.

Pre vybraný parameter – pH, sme vykonali testovanie na trendy v týchto odberných miestach:

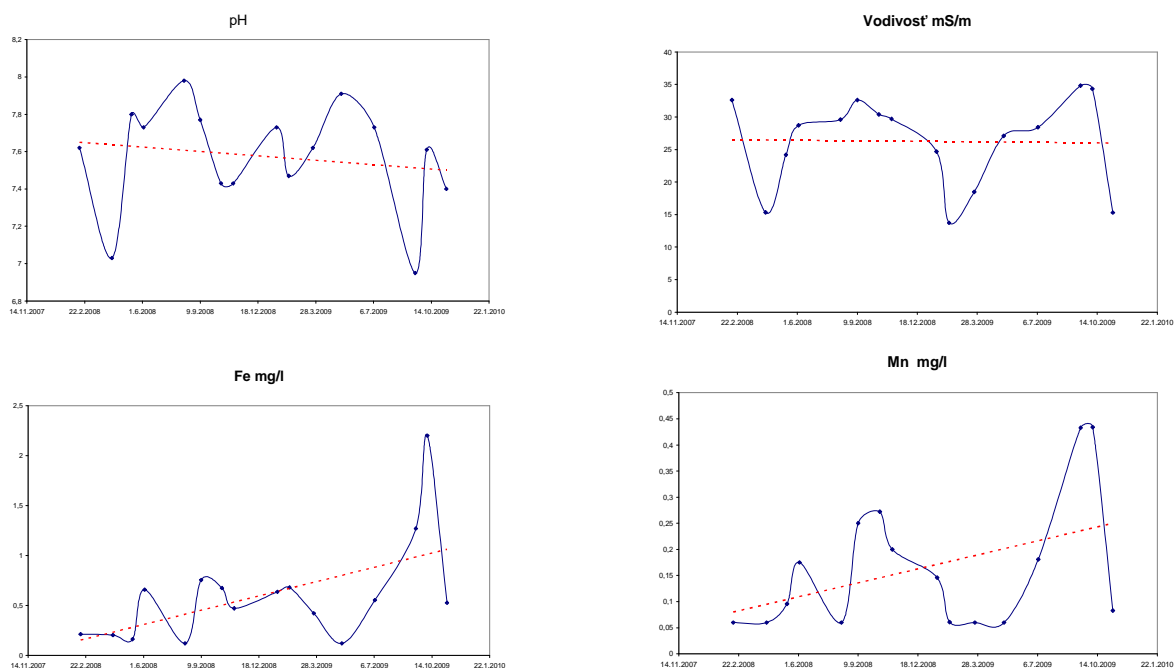
- Rozgrund – vtok do vodnej nádrže
- Starina – zrážková voda
- Chopok – zrážková voda

Výpočty pre test sme vykonali v programe Excel, kde sme spracovali výpočtový model na hodnotenie trendov podľa metodiky Mann-Kendall testu. V prílohe v tab. 7 uvádzame príklad takeého výpočtu.

Na základe výsledkov testov (viď obr. 8 a 9) môžeme konštatovať, že trendy zmien kyslosti vôd a zrážok vyjadrené ako pH sú stabilné alebo dokonca rastúce, čo indikuje stabilitu a zvyšujúcu sa odolnosť voči acidifikácii.

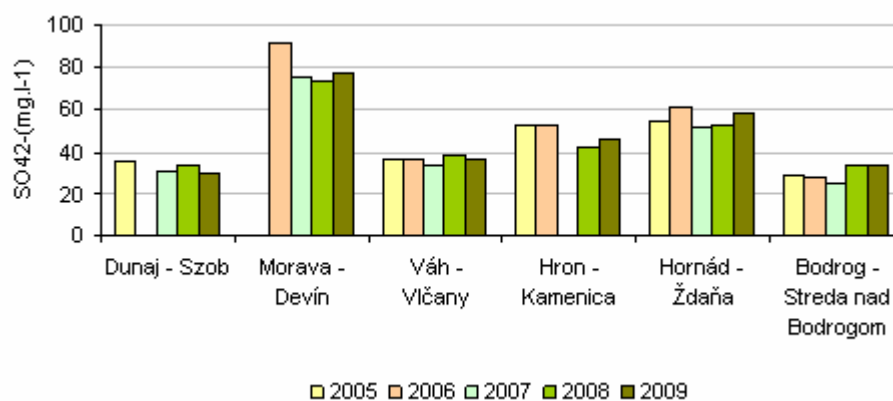


Obr. 8 Mann-Kendall test pre hodnoty pH vôd a zrážok (SHMÚ, 2011; Ďurič, 2011)



Obr. 9 Trendy parametrov tajchu Rozgrund za roky 2007-2010 (SHMÚ, 2011)

Podľa Makovinskej (2009) v správe o hodnotení stavu vôd na území SR z hľadiska acidifikácie, môžeme hodnotiť jej dopad ako nevýznamný a to i v dopade acidifikačných látok na biologické oživenie vôd. Environmentálny indikátor acidifikácia povrchových vôd hodnotený v rámci indikátorov životného prostredia SAŽP taktiež potvrdzuje, že znížením emisií acidifikačných zmesí sa znížilo i ohrozenie povrchových vôd acidifikáciou. Monitorované trendy pH, síranov a alkality majú premenlivý a kolísavý charakter ( vid' obr. 10).

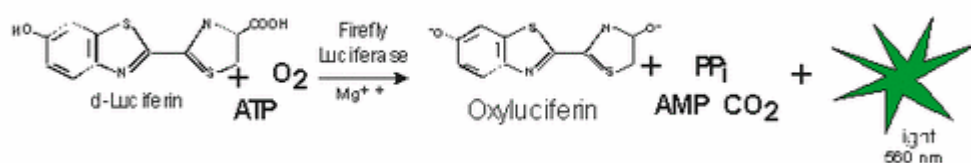


Obr. 10 Vývoj koncentrácie síranov vo vybraných vodných tokoch SR (SAŽP, 2011)

#### 4.4 Hodnotenie meraní ATP

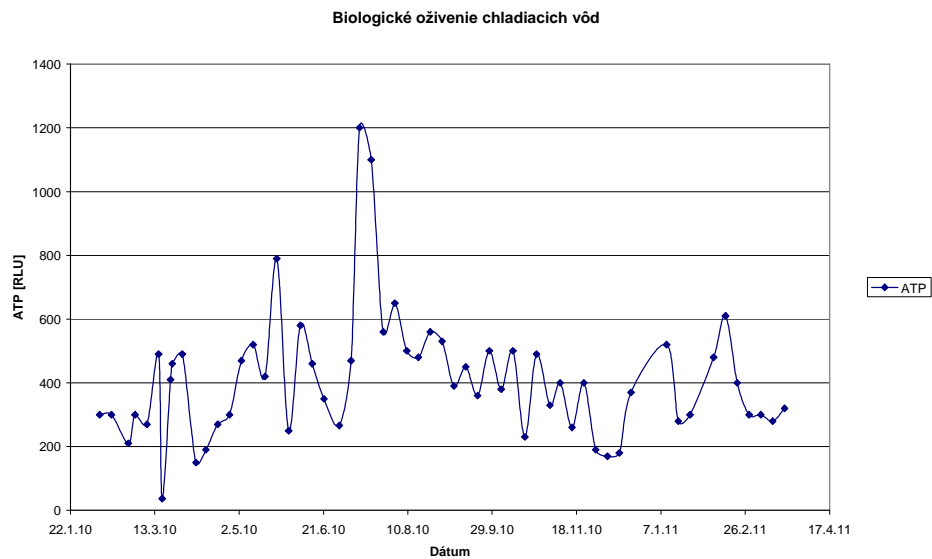
Pre hodnotenie ekologického stavu vodných útvarov je potrebné vykonávať komplexnejší a dlhodobejší rozbor vôd, nielen chemických parametrov ale i hydrobiologických a mikrobiologických. Vzhľadom na náročnosť odberu a spracovania takýchto parametrov bolo čiastkovým cieľom práce zistiť použiteľnosť luminiscenčného stanovenia adenozintrifosfátu (ATP) pre nepriame určenie úrovne biologického oživenia vôd. Vo všeobecnosti platí, že všetky živé organizmy používajú ATP ako prostriedok pre ukládanie metabolickej energie. Z tohto dôvodu môže byť detekcia a kvantifikácia ATP použitá ako prostriedok na nepriamu detekciu a kvantifikáciu ich prítomnosti. Kvantifikáciu ATP tak možno použiť na rôzne účely a jedným z možných využití je rýchle stanovenie oživenia vôd ako pomerného parametra, ktorý zároveň môže slúžiť na posúdenie úrovne biologického oživenia vôd porovnávaných objektov.

Samotné stanovenie ATP v praxi sme vykonali odberom zo vzoriek vody tajchov na špeciálne odberové perá a ich následnej fixácii. Ďalší krok spočíval v reakcii vo vzorke prítomnej ATP s kyslíkom za prítomnosti enzýmu luciferáza obsiahnutom vo vzorkovacom pere. Počas reakcie dochádza k štiepeniu ATP na oxyluciferin a  $\text{CO}_2$  za súčasnej tvorby svetla o vlnovej dĺžke 560 nm. Na meranie emitovaného svetla je možné použiť vhodný luminometer, pričom intenzita svetla je úmerná koncentrácii ATP čo umožňuje jeho kvantifikáciu (Wilson, 1995).



Obr. 11 Reakcia ATP s luciferázou (Wilson, 1995)

Použitelnosť tohto testu na rýchle stanovenie oživenia vôd bolo overované na dlhodobom meraní ATP v chladiacich vodách JE Mochovce. Na obr. 12 sme znázornili výsledky merania ATP v období marec 2010 až marec 2011 v chladiacom okruhu technickej vody JE. Na obrázku sú viditeľné sezónne výkyvy závislé od množstva organizmov vo vode ale i prudké zmeny spôsobené dávkovaním biocídneho prípravku do chladiaceho okruhu.



Obr. 12 Merania ATP v chladiacich vodách Jadrovej elektrárne Mochovce

Overenie vhodnosti tohto testu sme vykonali i počas testovania vôd vybraných tajchov. Pre analýzu vzoriek tajchov sme použili vzorkovacie perá na stanovenie celkového ATP a vyhodnotili sme ich na luminometri HY-Lite Plus. Namerané hodnoty sme uviedli v tab. 5 a 6 v prílohe. Vzhľadom na závislosť biologickej aktivity od ročnej doby je nutné získané výsledky ATP porovnávať v rámci jedného termínu odberu. Na základe nameraných dát môžeme konštatovať, že najnižšie oživenie bolo identifikované v tajchu Veľká Richňava a opačne najväčšie v tajchu Veľká Vindšachta a to v oboch termínoch odberov vzoriek. Môžeme teda usudzovať že vysoké antropogénne zaťaženie tajchu Veľká Vindšachta spôsobuje i jeho väčšie biologické oživenie, ale vzhľadom na malý počet údajov nie je možné vykonať rozsiahlejšie hodnotenie.

Použitý spôsob testovania oživenia v praxi preukázal určitú koreláciu meraných hodnôt z biologickým oživením anaeróbnymi mikroorganizmami, plesňami, riasami a pod. ktoré sa vyskytovali v kontrolovaných vodách.

## 5 Návrh na využitie výsledkov

Hodnotenie acidifikácie tajchov vyhodnotením vzoriek vôd vybraných štiavnických tajchov na jeseň v roku 2010 a jar 2011 bolo len čiastkovým hodnotením stavu vôd tajchov, ktoré preukázalo ich relatívne dobrý chemický stav. Niektoré namerané údaje poukazujú ale na trendy, ktoré by mohli mať v budúcnosti značne negatívny dopad na tieto vodné útvary.

- Bude potrebné sledovať vývoj ekologického stavu najmä Belianskeho tajchu z dôvodu vysokej ohrozenosti kyslými bankskými vodami z lokality Šobov. Zvýšený obsah solí, ktorý sme zaznamenali, upozorňuje na možné problémy v spôsobe odvedenia AMD z tejto lokality a prípadných priesakoch mimo regulovanú trasu.
- Biologické oživenie tajchu Veľká Vindšachta pomocou testu ATP poukazuje na možnú eutrofizáciu vodnej nádrže, spôsobenú blízkosťou ľudských obydli, vysokým rekreačným zaťažením počas sezóny a intenzívnou poľnohospodárskou činnosťou na okolitých pozemkoch.
- Ohrozenosť Bančianskeho tajchu z dôvodu zanášania a nízkej samočistiacej schopnosti útvaru v synergii s blízkymi rekreačnými objektmi môže taktiež ohroziť túto vodnú nádrž.
- Je nutné naďalej monitorovať i vývoj vodného stavu týchto tajchov so zreteľom na reálne klimatické zmeny a dopad na pritekajúce množstvo vody do nádrží.

Z hľadiska zmien v legislatíve podmienených snahou dosiahnuť vytýčený cieľ do roku 2015 je potrebné prehodnotiť i vhodnosť momentálne používaných analytických metód. Pre mnohé parametre, najmä ťažké kovy sú environmentálne normy kvality na hranici bežne používaných metód. Z tohto dôvodu bude potrebné použiť výkonnejšiu a citlivejšiu metódu ich stanovenia ako napríklad atómovú emisnú spektrometriu s indukčne viazanou plazmou s hmotnostným detektorom a pre rozlíšenie jednotlivých oxidačných stupňov i v spojení s iónovou kvapalinovou chromatografiou.

Overenie vhodnosti použitia testu ATP pre určenie stupňa biologického oživenia vôd prinieslo pozitívne výsledky, ktoré by bolo vhodné doplniť ďalšími údajmi. Pre úplné vyhodnotenie vhodnosti tohto spôsobu sledovania biologického oživenia by bolo vhodné vykonať väčšiu sériu dlhodobých meraní a na ich základe stanoviť inidikačné hodnoty pre rovnaké skupiny hodnotených objektov. Až na základe týchto údajov by bolo pravdepodobne možné porovnávať jednotlivé vodné nádrže cez koncentráciu ATP. Z

praktického hľadiska počas odberov vzoriek a následných analýz ATP neboli zaznamenané žiadne problémy a môžeme potvrdiť jednoduchosť aplikácie v teréne, rýchlosť merania a nízku náročnosť na personál. V budúcnosti odporúčame otestovať tento spôsob stanovenia oživenia vôd aj pre sledovanie jednotlivých fáz eutrofizácie vodných útvarov ako jednoduchého a rýchleho určenia intenzity eutrofizačného procesu, ktoré nám umožní operatívnejšie prijímať rozhodnutia na zvrátenie prípadného negatívneho stavu vývoja ekosystému.



## 6 Záver

Hlavným zámerom diplomovej práce bolo poskytnúť obraz o možnej ohrozenosti banskoštiavnických tajchov acidifikáciou a jej následným dopadom na ekosystém.

Na základe našich zistení môžeme konštatovať, že vybrané tajchy – Veľká Richňava, Veľká Vindšachta, Rozgrund, Bančiansky, Beliansky a Počúvadlo, nevykazovali znaky acidifikácie a naopak kvalita vôd nám potvrdila relatívne vysokú odolnosť voči okysľovaniu a schopnosť eliminovať prípadný epizodický atak acidifikáciu spôsobujúcich vonkajších faktorov svojou pufračnou schopnosťou. Zistené údaje ale neznamenajú ich nízku ohrozenosť a stabilitu voči antropogénnym vplyvom.

Pomocou jednoduchého stanovenia adenosíntrifosfátu na posúdenie okamžitého stavu biologického oživenia vôd sme výsledkami dokázali, samozrejme s určitými obmedzeniami, vhodnosť danej metódy pre tento účel. Spomínané obmedzenia, ako sú sezónne vplyvy a nutnosť dlhodobého monitoringu pre určenie referenčnej úrovne, vyvažuje jednoduchosť a dostupnosť stanovenia.

Záverom môžeme konštatovať, že vyhodnotenie analýz a trendov nemalo len pozitívne zistenia, ale boli identifikované i možné kritické miesta ako sú:

- eutrofizácia vodných nádrží (Veľká Vindšachta)
- ohrozenie tajchov kyslými bankskými vodami (Beliansky tajch)
- masívne rekreačné využívanie vodných plôch
- poľnohospodárske činnosti na okolitej poľnohospodárskej pôde,

ktoré môžu narušiť ekosystémy týchto jedinečných vodných nádrží.

Je viac ako nutné zachovať tieto pamiatky umu a rúk našich predkov pre ďalšie generácie, aby aj oni mohli byť hrdí na svoju minulosť, tak ako každý, kto už stál na mohutnej zemnej hrádzi banskoštiavnického tajchu.

## 7 Použitá literatúra

ABAFFY, Dušan a i. 2002. *Atlas krajiny Slovenskej republiky*. Bratislava : Ministerstvo životného prostredia SR, 2002. 344 str. ISBN 80-88833-27-2.

ANTAL, Jaroslav – ŠPÁNIK, František a i. 2004. *Hydrológia poľnohospodárskej krajiny*. Nitra : Slovenská poľnohospodárska univerzita, 2004. 250 str. ISBN 80-8069-428-1.

DENTENER, F.J. - CRUTZEN, P.J. 1993. Reaction of N<sub>2</sub>O<sub>5</sub> on tropospheric aerosols: Impact on the global distribution of NO<sub>x</sub>, O<sub>3</sub> and OH. In *J. Geophys. Res.* 98, p. 7149 - 7163.

EEA, 2010. *Životné prostredie Európy – Stav a perspektíva 2010: Zhrnutie*. Kodaň : EEA, 2010. 117 str. ISBN 978-92-9213-126-5.

ELIÁŠ, P. 1992. Kyslé dažde a prirodzená vegetácia. In *Ochrana prírody 1-1992*, str. 79 – 92.

EPA, 2000. *Practical Methods for Data Analysis*. [online] Washington : EPA, 2000. [cit. 12.3.2011]. Dostupné na < <http://www.epa.gov/reg3wcmd/ca/pdf/g9-final.pdf> >.

FREEDMAN, B. 1995. *Environmental ecology*. San Diego : Academic Press, 1995. 636 p. ISBN 0-12-266542-2.

FRYER, G. 1980. Acidity and species diversity in freshwater crustacean fauns. In *Freshwater Biology* 10, p. 41-45.

GAŽO, J. 1981. *Všeobecná a anorganická chémia*. Praha : SNTL, 1981. 804 str. ISBN 63-557-81.

GILBERT, R. O. 1987. *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*. New York : Van Nostrand Reinhold, 1987. 315 p. ISBN 0-442-23050-8.

GRIFFITHSAND, R. A. - DE WIJER, P. 1994. Differential effects of pH and temperature on embryonic development in the British newts (*Triturus*). In *Journal of Zoology Volume 234*, p. 613–622.

ICP WATERS, 2008. *20 year with monitoring effects of long-range transboundary air pollution on surface waters in Europe and North-America*. Oslo : NIVA, 2008. 56 p. ISBN 978-82-577-5419-8

KOLLÁR, D. 2004. *Štiavnické vrchy : Slovenské stredohorie*. Bratislava : Dajama, 2004. 160 str. ISBN 80-88975-67-0.

LINTNEROVÁ, O. - ŠEFČÍKOVÁ, B. 2002. Zachytávanie a uvoľňovanie kovov a síranov oxyhydroxidmi železa v sulfidickom banskom odpade. In *Minerália Slovaca 34*, str. 219-232.

LEE, Y.N. - SCHWARZ, S.E. 1981. Reaction Kinetics of Nitrogen Dioxide with Liquid Water at Low Partial Pressure. In *J. Phys. Chem.* 85, p.840 – 848.

LICHNER, M. 1997. *Banskoštiavnické tajchy*. Banská Štiavnica : Telem, 1997. 250 str. ISBN 80-967757-0-7

MAKOVINSKÁ, J., 2009, Hodnotenie stavu vodných útvarov povrchových vôd Slovenska za rok 2007, záverečná správa pracovnej skupiny 2.3: Hodnotenie stavu povrchových vôd a interkalibrácia. Bratislava : Ministerstvo životného prostredia Slovenskej republiky, 2009.

MÖLLER, D. 1980. Kinetic model of atmospheric SO<sub>2</sub> oxidation based on published data. In *Atmospheric Environment 14*, p. 1067-1076.

*Nariadenie vlády Slovenskej republiky 269/2010 Z.z. ktorým sa ustanovujú požiadavky na dosiahnutie dobrého stavu vôd.*

ORMEROD, S.J. 1987. Short-term experimental acidification of a Welsh stream: comparing the biological effects of hydrogen ions and aluminium. In *Freshwater Biology 17*, p. 341-356.

PAUČULOVÁ, L. 2009. *Manažment plánu lokality UNESCO "Historické mesto Banská Štiavnica a technické pamiatky okolia"*. Banská Štiavnica : Baten a Partners, 2009. 120 str.

PITTER, P. 1990. *Hydrochemie*. Praha : SNTL, 1990. 568 str. ISBN 80-03-00525-6.

SEINFELD, J. H. - PANDIS, S.N. 1998. *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*. New York : Wiley and Sons, 1998. 1309 p. ISBN 0-471-17815-2.

SHANNON, J. D. – LECHT, B. M. 1986. Estimation of source-receptor matrices for deposition of NO<sub>3</sub>-N. In *Water, Air, Soil Pollutant* 39, p. 815-824.

*Smernica 2000/60/ES Európskeho parlamentu a Rady, ktorým sa ustanovuje rámec pôsobnosti pre opatrenia spoločenstva v oblasti vodného hospodárstva.*

*STN EN ISO 10304-1 Kvalita vody. Stanovenie rozpustených aniónov iónovou kvapalinovou chromatografiou. Časť 1: Stanovenie bromidov, chloridov, fluoridov, dusičnanov, dusitanov, fosforečnanov a síranov.*

*STN EN 25814 Kvalita vody. Stanovenie rozpusteného kyslíka. Elektrochemická metóda.*

*STN ISO 10523 Kvalita vody. Stanovenie pH.*

*STN EN ISO 11885 Kvalita vody. Stanovenie vybraných prvkov optickou emisnou spektrometriou s indukčne viazanou plazmou (ICP-OES).*

STUHLÍKOVÁ, Z. a i. 1985. Acidifikace a plankton jezer ve Vysokých Tatrách. In *Zborník prednášok zo VII. konferencie ČSLS, Nitra*, p. 229 – 232.

ŠLESÁROVÁ, A. 2006. Problematika kvality bankských vôd na vybraných slovenských lokalitách. In *Acta Montanistica Slovaca Ročník 11*, str. 371-374.

ŠOTTNÍK, P. - ŠUCHA, V. 2001. Možnosti úpravy kyslého bankského výtoku ložiska Banská Štiavnica – Šobov. In *Mineralia Slovaca*, 33, str. 53-60.

ŠUCHA, V. 1997. Prejavy a príčiny acidifikácie v oblasti Šobova (Štiavnické vrchy). In *Mineralia Slovaca* 29, str. 407-416.

WILSON, T. 1995. Comments on the mechanisms of chemi and bioluminescence. In *Photochemistry and Photobiology* 62, p. 601-606.

YOUNGER, P.L. - Robins, N.S. 2002. *Mine water hydrogeology and geochemistry*. London : Geological Society London, 2002. 379 p. ISBN 1-86239-113-0.

*Zákon 364/2004 Z.z. o vodách (vodný zákon).*

## 8 Prílohy

Tab. 5 Výsledky meraní 09/2010

Parameter		Veľká Richňava	Veľká Vindšachta	Tajch Rozgrund	Bančiansky tajch	Beliansky tajch	Tajch Počúvadlo
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
As	mg/l	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Ba	mg/l	0,015	0,008	0,014	0,005	0,21	0,006
Ca	mg/l	15,05	23,5	17	14,04	38,5	10,85
Cd	mg/l	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Co	mg/l	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Cr	mg/l	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Cu	mg/l	0,001	0,001	0,001	0,002	0,002	<0,001
Fe	mg/l	0,027	0,092	0,04	0,29	0,097	0,022
Al	mg/l	0,053	0,087	0,091	0,121	0,092	0,067
K	mg/l	0,688	0,67	0,496	0,694	1,26	0,911
Li	mg/l	<0,001	0,001	0,001	<0,001	0,004	<0,001
Mg	mg/l	2,85	3,96	3,31	2,32	8,72	2,41
Mn	mg/l	0,007	0,023	0,019	0,019	0,046	0,007
Na	mg/l	4,17	3,85	2,78	3,5	26,3	4,2
Ni	mg/l	0,001	<0,001	0,001	0,001	0,001	<0,001
Pb	mg/l	<0,001	<0,001	<0,001	0,001	0,002	<0,001
Zn	mg/l	0,003	0,002	0,005	0,008	0,009	0,002
TOC	mg/l	2,31	0,5	6,39	0,45	7,39	2,04
Tvrdosť celková	mmol/l	0,49	0,75	0,56	0,45	1,32	0,37
ATP celkový	RLU	1800	7000	2700	3500	3800	3600
Fluoridy	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,21	<0,1
Chloridy	mg/l	2,32	1,36	1,11	0,88	50	2,72
Dusičnany	mg/l	0,47	<0,1	1,14	1,48	0,11	<0,1
Sírany	mg/l	10,5	23,4	29,6	13,9	88,6	12,5
Teplota vody	°C	16,3	16	16,1	12,7	17,1	16
Teplota vzduchu	°C	14	16	15	15,5	16,5	16,5
Vodivosť	uS/cm	122,4	166,1	131,2	106	411	96,1
Kyslík	mg/l	98	120	109	108	117	110
pH	-	8	8,7	8	7,8	7,85	7,95
m-alkalita	mmol/l	0,5	0,8	0,45	0,4	0,4	0,5

Zdroj: Ďurič, 2010

Tab. 6 Výsledky meraní 04/2011

Parameter		Veľká Richňava	Veľká Vindšachta	Tajch Rozgrund	Bančiansky tajch	Beliansky tajch	Tajch Počúvadlo
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
As	mg/l	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Ba	mg/l	0,015	0,008	0,014	0,005	0,21	0,006
Ca	mg/l	15,5	24,4	17,6	14,6	37,4	11,7
Cd	mg/l	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Co	mg/l	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Cr	mg/l	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Cu	mg/l	0,002	0,001	0,001	0,001	0,002	< 0,001
Fe	mg/l	0,029	0,036	0,085	0,172	0,288	0,047
Al	mg/l	0,053	0,032	0,091	0,353	0,167	0,072
K	mg/l	1,07	1,04	0,91	0,92	1,48	1,23
Li	mg/l	<0,001	0,001	0,001	<0,001	0,004	<0,001
Mg	mg/l	3,08	4,4	3,6	2,5	9,25	2,74
Mn	mg/l	0,004	0,01	0,023	0,008	0,155	0,017
Na	mg/l	4,05	3,9	2,9	3,6	24,6	4,3
Ni	mg/l	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Pb	mg/l	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,001	< 0,001
Zn	mg/l	0,006	0,004	0,013	0,006	0,048	0,002
TOC	mg/l	3,3	3	3	3,7	3,5	5,3
Tvrdosť celková	mmol/l	0,51	0,77	0,59	0,47	1,31	0,4
ATP celkový	RLU	2700	10000	8000	7000	3000	9000
Fluoridy	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	<0,1
Chloridy	mg/l	2,8	1,7	1,3	1	43	8,6
Dusičnany	mg/l	15,6	3,7	3,6	3	2,9	0,5
Sírany	mg/l	14,1	27,9	30,2	17	77	22
Teplota vody	°C	10,4	8,2	7,8	9,3	7,4	9,5
Teplota vzduchu	°C	13,9	11,5	15	14,1	12,5	9,1
Vodivosť	uS/cm	128	173	136	120	397	101
Kyslík	mg/l	98	109	99	116	103	116
pH	-	7,8	8,1	7,5	8,9	7,5	8,9
m-alkalita	mmol/l	0,5	0,6	0,45	0,8	0,6	0,8

Zdroj: Ďurič, 2011

Tab.7 Príklad výpočtu Mann-Kendall testu

**Mann-Kendall Trend**  
Parameter: pH

**Rozgrund**

S Value	
Neg	Pos
14	13
S Value	-1
<b>Evaluation</b>	<b>Stable/No Trend</b>

**Mann-Kendall Trend: 0-8**

Quarter	1	2	3	4	5	6	7	8
Data	7,62	7,03	7,8	7,73	7,98	7,77	7,43	7,43
		-						
	7,62	0,59	0,18	0,11	0,36	0,15	0,19	0,19
	7,03		0,77	0,7	0,95	0,74	0,4	0,4
	7,8			0,07	0,18	0,03	0,37	0,37
	7,73				0,25	0,04	-0,3	-0,3
	7,98					0,21	0,55	0,55
	7,77						-	-
	7,43						0,34	0,34
	7,43							0

Zdroj: Ďurič, 2011



Obr. 13 Odber vzoriek vody – tajch Počúvadlo (Ďurič, 2011)





Obr.14 Terénne meranie vzoriek vody – tajch Počúvadlo (Ďurič, 2011)



Obr.15 Tajch Rozgrund (Ďurič, 2011)



Obr.16 Iónový chromatograf ICS 1000 (Ďurič, 2011)



Obr.17 Atómový emisný spektrofotometer iCAP 6500 (Ďurič, 2011)



Obr.18 Prístroj na stanovenie TOC Sievers 900 (Ďurič, 2011)



Obr.19 Prístroj na stanovenie ATP HY-Lite a vzorkovacie pero (Ďurič, 2011)