KARSZTFEJLŐDÉS XVI.
Szombathely, 2011. pp. 223-245.

VÍZVIZSGÁLATOK A MOLNÁR JÁNOS-BARLANGBAN

[1]BERGMANN CSABA – LEÉL-ŐSSY SZABOLCS[2] – FEHÉR KATALIN[3] – FÓRIZS ISTVÁN[4]

[1]Országos Környezetegészségügyi Intézet, Vízbiztonsági Osztály, 1097 Budapest, Gyáli út 2-6; bergmann.csaba@oki.antsz.hu
[2]ELTE-TTK Földrajz- és Földtudományi Intézet, Általános és Alkalmazott Földtani Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C; losz@geology.elte.hu
[3]ELTE-TTK FFI Környezet- és Tájföldrajzi Tanszék 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C; feher.katoke@gmail.com
[4]MTA Geokémiai Kutatóintézet, 1112 Budapest, Budaörsi út 45; forizs@geokemia.hu

Abstract: The aim of the study is to examine the quality of spring and drip-waters and to obtain information about the natural and anthropogenic effects on the waters in the Molnár János Cave (an active hydrothermal cave situated within the town of Budapest). The monitoring of the waters was carried out from 5/2009 to 1/2011. Seven sampling points (four spring and three drip-waters) were established representing the air-cavity passages. The water samples were collected monthly for chemical (HCO_3^-, Ca^{2+}, Cl^-, NO_3^-, NO_2^-, NH_4^+, PO_4^{3-}, SO_4^{2-} , Na^+, K^+), stable oxygen ($\delta^{18}O$) and hydrogen (δD) isotope analysis. The pH and electrical conductivity were measured at all samples as well. Mathematical analysis (multivariate exploratory technique) was applied for the evaluation of chemical data. According to the results the drip-waters were separated by intensity of dripping as well as by chemical and stable isotope compositions. At the most intensive "Cseppkő-fal" dripping the water originates mostly from the precipitation. The less intensive "Kessler-termi csepegés" and "tároó-csepegés" drippings suffer from anthropogenic influence. Leakages of drinking water pipelines and sewage-channels were confirmed by the results. The quality of spring waters is very good and stable. Two types of spring waters are mixing in the cave: hot (infiltrated in the Ice Age) and cold (infiltrated in the Holocene).

Bevezetés

Budapest felszíne alatt - a világon egyedülálló módon - kiterjedt barlangrendszer és Európa legnagyobb hévizes rendszere húzódik (*GOLDSCHEIDER* et al., 2003). A Budai-hegységben eddig kb. 45 km barlangjáratot tártak fel, teljes kiterjedésük a még feltáratlan szakaszokkal együtt, *LEÉL-ŐSSY* szerint (2008) akár a 70-80 km-t is elérheti. A Duna mentén fakadó hévizek és a rózsadombi barlangok idegenforgalmi és természetvédelmi jelentősége egyaránt fontos. A felszínről a barlangokba beszivárgó vizek a karsztvizet táplálják, amelynek tisztasága a (gyógy)fürdőzési célok mellett, a lakossági ivóvízellátásban betöltött jövőbeli szerepe miatt akár kulcsfontosságú is lehet. A barlangok járatai általában a karsztvízszint és a felszín között helyezkednek el. A karsztvíz elszennyeződésének veszélye miatt a barlangi csepegő vizek stabilizotópos, kémiai (és mikrobiológiai)

vizsgálata fontos információkkal szolgálhat a víz antropogén vagy természetes eredetével kapcsolatban. A Molnár János-barlang esetén ennek szerepe még hangsúlyosabb, mivel járatai az erózióbázis szintjén (ill. alatta) húzódnak, így vízzel részben vagy teljesen kitöltöttek és a csepegő vizek közvetlenül a védendő felszín alatti vízbe jutnak.

Már több mint 150 évvel ezelőtt Molnár János is foglalkozott a Lukács-fürdő forrásvizeinek kémiai vizsgálatával (*MOLNÁR* 1859). Átfogó ismeretanyagot a budapesti gyógyforrásokról először a Budapest meleg gyógyforrásai c. könyv (*PAPP* 1942), majd az 1968-as Budapest hévizei c. VITUKI kiadvány közölt (*ALFÖLDI* et al. [SZERK.] 1968). A későbbiekben a város alatt húzódó barlangok folyamatos felfedezésének köszönhetően egyre nagyobb figyelmet fordítottak a barlangjáratokba beszivárgó vizek vizsgálatára is. 1987-ben a VITUKI mintázott beszivárgó vizeket a Rózsadomb komplex környezetvédelmi vizsgálatának keretében (*MAUCHA* et al. 1987), majd a PHARE 134/2. számú projektje során történtek komplex kémiai, mikrobiológiai és stabilizotópos vizsgálatok a Pál-völgyi-, Mátyás-hegyi-, Szemlő-hegyi-, József-hegyi- és Ferenc-hegyi-barlangban gyűjtött csepegő vízmintákon (*SÁRVÁRY* et al. 1992). A kilencvenes évek közepétől a Pagony barlangkutató csoport folytatott a Szemlő-hegyi-barlangban rendszeres (*FEHÉR* 1995), illetve a Mátyás-hegyi-barlangban időszakos méréseket (*KISS* 2009). A budai termálvizek stabilizotópos vizsgálatát *DEÁK* (1979, 1980, 2010), *BABIDORICS* et al. (1998) és *FÓRIZS* et al. (2007) végezte, majd a budapesti hévizek szulfátjának eredetét kutató mérések során további vizsgálatok történtek (*SZABÓ* et al. 2009). A Szemlő-hegyi-barlang csepegő vizeinek kémiai analízisével párhuzamosan *VIRÁG* et al. (2009, 2010) végzett stabilizotóp méréseket.

Kutatásunk legfőbb célja, hogy megállapítsuk milyen a forrás- és a beszivárgó vizek minősége, és milyen különbségek vannak kémiai és stabilizotópos összetételükben, illetve, hogy ez az összetétel mennyiben magyarázható természetes vagy antropogén okokkal. Ezek megválaszolására a forrás- és beszivárgó vizek kémiai és stabilizotópos összetételét elemeztük és a kapott eredményeket kiértékeltük, illetve csapadékadatokkal összevetettük.

Földtani viszonyok

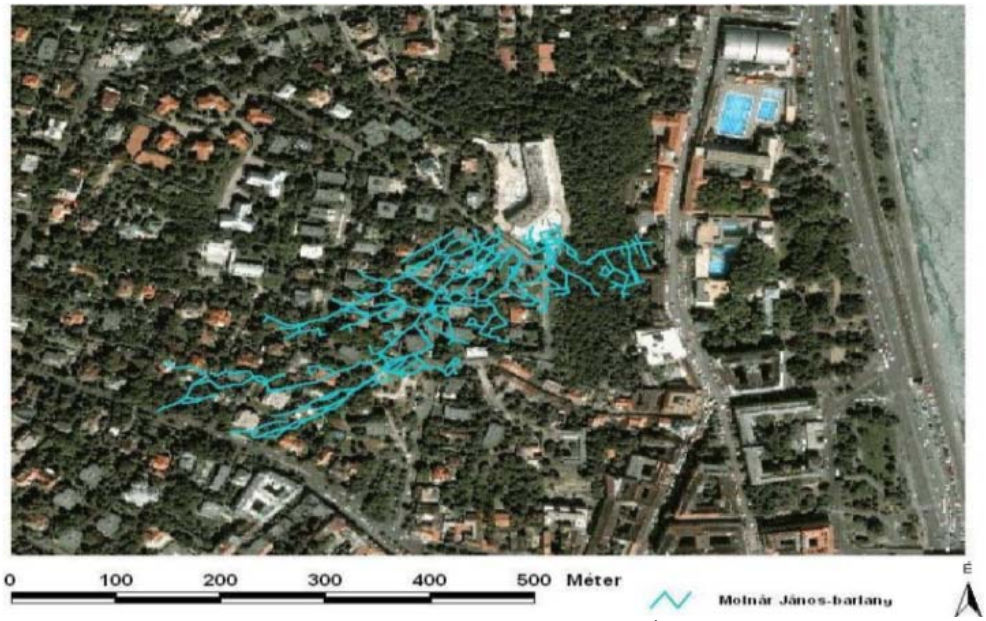
A Budai Termálkarszton a Dunához közeli beszivárgási területeken (főleg a Budai- és a Pilis-hegység területén) lehulló csapadékvízből származó, intermedier és regionális pályákon érkező, a mélyben már különböző hőfokra felmelegedett és eltérő ionkoncentrációra szert tett vizek a Duna vonalában egymással keveredve jutnak a felszínre (*ALFÖLDI* 1978, *KOVÁCS* -

MÜLLER 1980). A források vízhozamát tekintve a közvetlen beszivárgásból származó komponens mennyisége elhanyagolható. A kutatók zöme (*JAKUCS* 1948, *KRAUS* 1982, *NÁDOR* 1991, stb.) úgy tartja, hogy a rózsadombi barlangok hidrotermás eredetűek. A barlangok keletkezésében a legfontosabb szerepet (a tektonikus preformáció mellett) a keveredési korrózió fent említett oldási folyamata játszotta.

A budai Rózsadombon és környékén a triász és eocén karbonátos kőzetekben száznál is több barlangot, illetve barlangindikációt ismerünk. A terület barlangjai nem rendelkeznek természetes kijárattal (kivétel a Molnár János-barlang), mivel járataik kialakításában az alulról felfelé törő meleg vizű "*források*" játszották a fő szerepet, amelyek legtöbbször nem érték el a felszínt, így oldó hatásukat a mélyebb rétegekben fejtették ki. A barlangok felfedezése ezért csak tudatos kutatómunka vagy véletlen folytán, mesterséges feltárás során valósulhatott meg. Ilyen mesterséges feltárás pl. a csatornázás, amely a Ferenc-hegyi-barlang; a kőbányászat, amely a Pálvölgyi-Mátyáshegyi-barlangrendszer; a fúrás, amely a B0-barlang, vagy a házalapozás, amely a József-hegyi-barlang feltárását eredményezte (*LEÉL-ŐSSY* 1995). Jelenleg több mint 45 km-es természetes üregrendszer ismert a Budai-hegységben, amelyek közül 6 az egyenként is több km-es járathálózattal rendelkező barlang(rendszer): Pálvölgyi-Mátyáshegyi-barlangrendszer 19 km, Ferenc-hegyi-barlang 6,5 km, Szemlő-hegyi-barlang 2,2 km, Harcsaszájú-Hideglyuk-barlangrendszer 7,5 km, József-hegyi-barlang 6 km, Molnár János-barlang 7,5 km (*ORSZÁGOS BARLANGNYILVÁNTARTÁS*).

A József-hegy a Rózsadomb északkeleti elvégződése. A barlang környékét a Frankel Leo út – Gül Baba utca – Vérhalom utca – Rómer Flóris utca – Apostol utca - Kavics utca határolja *(1. ábra)*. A hegy gyomrában búvik meg a Molnár János-barlang, amely jelentős részben a felső-eocén Szépvölgyi Mészkő és felső-eocén, alsó-oligocén Budai Márga határán keletkezett (*LEÉL-ŐSSY* 1997). A Molnár János-barlangtól eltekintve a Budai-hegység összes ismert barlangja fosszilis, paleokarsztos üreg. A hegység kiemelkedése és a Duna bevágódása együttesen eredményezte a járatok szárazra kerülését, az aktív vízcirkuláció megszűnését (*LEÉL-ŐSSY* et al. 2008). A terület egyetlen ma is aktív barlangja a József-hegy lábánál elhelyezkedő Malom-tavat tápláló Alagút- és Boltív-források aktív vízvezető járatát képező Molnár János-barlang, amelynek vizét a Szent-Lukács-fürdő hasznosítja. Az 1972-ben felfedezett Molnár János-barlang ismert hossza az eredeti 420 méterről a 2002 óta folyamatos újabb feltárások révén mára kb. 7,5 km-re nőtt, mélysége a bejárathoz képest közel 100 m. A 2008-ban tárával megnyitott kb. 350 m^2-es Kessler-terem (vízszint feletti belmagassága 10 m) környékén a levegős járatokban már +30 méterre sikerült feljutni. Itt

és a tárában több helyen természetes vízcsepegési és vízbefolyási helyek ismertek. A barlang jelentős része víz alatt van, járatai oldódással ma is növekednek, falai általában csupaszak és rajta sem légteres kiválásokat (pl. borsókő) sem cseppköveket nem találunk (*KALINOVITS* 2006). Egyedül szerény gipszkiválások figyelhetők meg a Kessler-terem oldalában. Vizének hőmérsékletét az intermedier és regionális pályákon érkező vizek keveredésének aránya határozza meg (*KALINOVITS* 1984). A barlangban fakadó források leghűvösebbje 17 °C, a legmelegebb 27 °C (*KALINOVITS* szóbeli közlése 2010). A Kessler-terem vizének átlagos hőmérséklete 26,9 °C (*BOGNÁR* szóbeli közlése 2010). A barlang ritka nevezetességei a nagyméretű (2-3 cm) barit kristályok, amelyek jellemzően mangános kéreggel borítottak (*LEÉL-ŐSSY* 1995). A barlang száraz járataiból ismert a vivianit, amelyet Molnár János írt le (*MOLNÁR* 1859), ez máshol nem jellemző.



1. ábra: A Molnár János-barlang elhelyezkedése (*VIRÁG* in Trásy 2010)
Fig. 1: Location of Molnár János Cave

A csepegő vizek minőségét veszélyeztető források

A beszivárgást a József-hegy természeti adottságai (talajtípusok, domborzat, növényzet, klíma) mellett, a megváltozott területhasználat és a jelentős beépítettség egyaránt befolyásolja. 1985-re a beépítettség a Rózsadombon elérte a 85,3 %-ot (*MARI–FEHÉR* 1999), amely azóta tovább növekedett. En-

nek következménye, hogy nő a burkolt részek nagysága és csökken a beszivárgási terület.

A vizsgált területen a József-hegy oldalában összefüggő zöldfelület található, míg a felette elhelyezkedő részen épületekkel, járdákkal, útburkolattal tagolt kertvárosi beépítés a jellemző. Ezek az épített, mesterséges felületek megváltoztatják a természetes beszivárgást: a burkolt felületeken a csapadék nagyobb része párolog el, mint a talajfelszínen, sokszor elzárják a víz egyes természetes beszivárgási helyek felé vezető útját (és elvezetik a csatornába), máshol viszont koncentráltan juttatják azt a felszín alá. Folyamatos veszélyeztető tényezők, koncentrált szennyezőforrások a szemét- és törmeléklerakó helyek, az öntözőberendezések, a víz- és csatornahálózat meghibásodása esetén a víz, ill. a szennyvíz szivárgása. További szennyező forrás lehet az utak csúszásmentesítéséhez használt só, a kertekben használt műtrágyák és növényvédőszerek, valamint a kerti fürdőmedencék fertőtlenítéséhez használt vegyületek (hipokloritok) (*PAPP–GÉCZY* 1996).

Vizsgálati módszerek

A kutatás során a vízmintavételeket 2009. május – 2011. január közötti időszakban havi rendszerességgel végeztük. A kezdeti 5 mintavételi pont (4 forrás és 1 csepegő) a későbbiekben 2 csepegővíz-mintavételi hellyel bővült.

A mintavételi pontok kiválasztásának egyik fő szempontja volt, hogy azok jól reprezentálják a barlang légteres szakaszait. A beszivárgás változó intenzitása miatt a csepegő vizek esetén további szempont volt, hogy mérhető mennyiségű mintát tudjunk venni. A tárólban a csepegő víz gyűjtésére fixen kihelyezett mintavevő edényt és tölcsért használtunk. A másik két csepegésnél, tekintettel arra, hogy a barlang légteres járatai vízzel részben kitöltöttek, a mintavevők fix elhelyezése órákra vagy napokra körülményes lett volna. Ezért ezeknél a pontoknál az edényeket kézben tartva, tölcsér segítségével vettük a vízmintákat.

A mintavételek általában 1-1,5 órán át tartottak, melyekre az esetek többségében reggeli időpontban került sor. Sikertelen mintavétel az egyik csepegésnél három alkalommal fordult elő. A laborba szállítást követően a vízkémiai vizsgálatokat még aznap, de legkésőbb másnap elvégeztük. Utóbbi esetben a mintákat hűtőben tároltuk. A mintaelőkészítés során, szükség esetén a vízben lebegő szilárd részecskéket 9-15 μm pórusátmérőjű szűrőpapírral eltávolítottuk. A vizsgálatokkal a következő paramétereket elemeztük: pH, fajlagos elektromos vezetőképesség, lúgosság, kalcium-, magnézium-, klorid-, szulfát-, nitrát-, nitrit-, ammónium-, ortofoszfát-, nátrium- és

káliumion-tartalom. Az alkalmazott módszerek: elektroanalitikai (pH, vezetőképesség), titrimetria (HCO_3^-, Ca^{2+}, Cl^-), spektrofotometria (NO_3^-, NO_2^-, NH_4^+, PO_4^{3-}, SO_4^{2-}) és lángfotometria (Na^+, K^+). A mérések az ELTE Környezet- és Tájföldrajzi Tanszék Vízföldrajzi laboratóriumában történtek.

A kémiai vizsgálatokkal párhuzamosan - 2010 szeptemberéig - a begyűjtött mintákon lézerspektroszkóp segítségével megmértük a vizek oxigénjének és hidrogénjének stabilizotópos összetételét ($\delta^{18}O$ és δ^2H vagy δD (deutérium) értékek). A vizek elemzése több havi minta összegyűjtése után történt. A vizsgálatig állandó hőmérsékletű helyen tároltuk az üvegeket. A vizsgálatokra az MTA Geokémiai Kutatóintézetének Stabilizotóp laboratóriumában került sor.

A kémiai adatok kiértékeléséhez többváltozós adatelemző módszert (klaszter-analízist) alkalmaztunk.

A kutatás teljes időszakára megkaptuk a barlanghoz legközelebbi, Ferenc-hegyi állomás csapadékadatait (*VITUKI* adatok).

A forrás- és beszivárgó vizek elemzése, értékelése

Az adatok elemzéséhez a klaszter-analízist használtunk. Ez a többváltozós adatelemző módszer jól alkalmazható vízkémiai idősorokra (*KOVÁCS* et al. 2005, *KOROKNAI* et al. 2005). A klaszter-analízis egy adathalmaz pontjainak hasonlóság alapján való csoportosítási technikája, amelynek során ismeretlen számú csoport képződik, és az egyes csoportokhoz hozzárendeli a megkülönböztetésül szolgáló típusjegyeket. Ezeket a csoportokat nevezzük klasztereknek. Csoportosíthatunk például mintákat a mért paraméterek, betegségeket tüneteik, de akár weboldalakat is tartalmuk alapján.

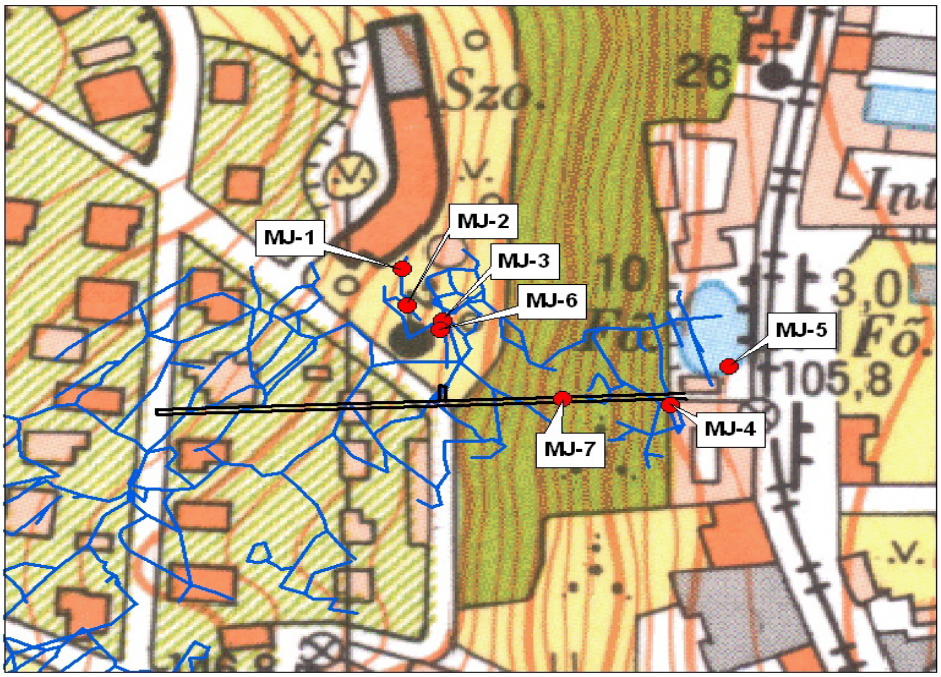
A klaszterezés módszerei közül az ún. hierarchikus klaszterelemzést használtuk. Ez a módszer az összevonáson alapul, vagyis kezdetben minden elemet külön klaszterként kezel, majd összekapcsolja őket egyre nagyobb klaszterekbe, míg a végén egyetlen, az összes elemet tartalmazó klasztert kapunk. Az eredményt általában egy fa-struktúra (dendrogram) formájában ábrázolják.

A klaszter-analízis segítségével 5 csoportot különítettünk el a következő nyolcféle ionkoncentráció felhasználásával: hidrogén-karbonát, kalcium, magnézium, klorid, nitrát, szulfát, nátrium és kálium *(I. táblázat)*. A négy forrás-, ill. a három csepegő víz mintavételi hely a *2. ábrán* látható.

I. táblázat
Table I.

A klaszter-analízis során kapott csoportok
Groups made by means of cluster analyses

Minta		
Csoportja/darabszáma	Térképi jele	Neve
1/21	MJ4	Dexion-ág
1/21	MJ5	Malom-tó
2/21	MJ2	Belső-tó
2/21	MJ3	Kessler Hubert-terem
3/21	MJ1	Cseppkő-fal
4/12	MJ6	Kessler-termi csepegés
5/10	MJ7	tároó-csepegés



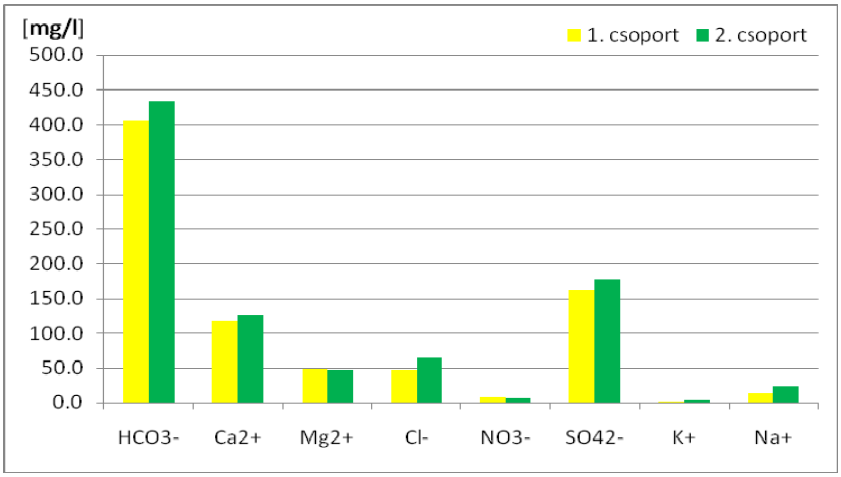
2. ábra: A mérési pontok elhelyezkedése a Molnár János-barlangban (jelmagyarázat az I. táblázatban). A tárót feketével ábrázoltuk.
Fig. 2: Location of the measuring points in the Molnár János Cave (legend in Table I). The tunnel is represented by black colour.

Az 1. csoportba a barlang Dexion-ágából és a Malom-tóból vett minták, míg a 2. csoportba a barlang belső járataiból, a Kessler-teremből és a Belső-tóból vett minták kerültek. Típusukat tekintve ezek forrásvizek. A másik három "*csoportban*" egy-egy csepegővíz-helyről gyűjtött minták van-

nak. Az analízis során első lépésben a leginkább hasonló, forrásvíz-mintákat tartalmazó csoportok kerültek egy klaszterbe. A csepegő vizek közül a Cseppkő-falnál (3. csoport) és a Kessler-teremben (4. csoport) vett minták mutatnak nagyobb hasonlóságot, szemben a tárólban vett mintákkal. Végül, ahogy azt várni lehetett, utolsó lépésben kerültek összevonásra a két eltérő típusú (forrás- és csepegő víz) mintákat tartalmazó csoportok.

Az értékelés során csoportonként a kémiai paraméterek medián értékeit jelenítettük meg. A csoportok összehasonlításánál a *sókoncentrációt* is használtuk, amelyet a nyolc vizsgált komponens mennyiségének összegeként határoztunk meg (*FEHÉR* et al. 2009).

Az 1. és a 2. csoport sókoncentrációja a legkisebb (800, illetve 875 mg/l) melyet a forrásvizekre jellemző nagy hidrogénkarbonát-koncentráció határoz meg. *(3. ábra)*. Az első csoport gyűjtőpontjai a felszíni levegővel közvetlenebb kapcsolatban állnak, a Malom-tó hígulását a csapadék is befolyásolhatja. A második csoportba a barlang belsejéből származó minták kerültek, ahol egész évben a barlang jellegzetes klímája uralkodik. A két csoport közti eltérés lehetséges, hogy a hideg és meleg komponens eltérő arányú keveredésének köszönhető. A hosszabb (regionális) áramlási pályán mozgó meleg komponensnek több ideje van a kőzeteket oldani, így a kémiai paraméterek nagyobb koncentrációját (hidrogén-karbonát, kalcium, klorid, szulfát, nátrium) eredményezheti a barlang belsejében. A magnézium-, a kálium- és a nitráttartalom gyakorlatilag megegyezik a két csoportban.



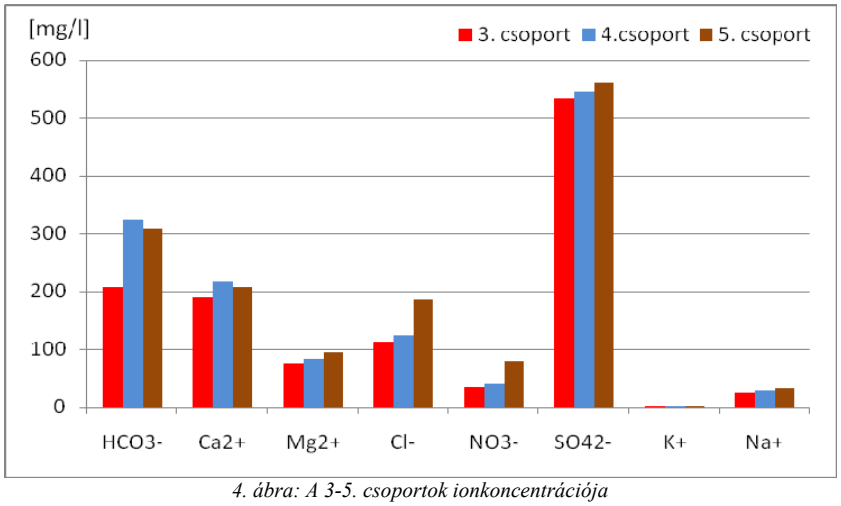
3. ábra: Az 1. és 2. csoport ionkoncentrációja
Fig. 3: Ionconcentrations of group 1 and 2

A 3-5. csoport 1000 mg/l feletti sókoncentráció-értéke elsősorban a kiugróan nagy szulfátmennyiségnek köszönhető. Az antropogén hatást a nit-

rát megnövekedett koncentrációja, valamint a klorid és a szulfát nagy értéke jelzi *(4. ábra)*.

A 3-4. csoport sókoncentráció értéke 1180, illetve 1360 mg/l. A különbség az ionok arányában van: a hidrogénkarbonát-tartalom tekintetében nagyobb (215, illetve 335 mg/l), a kalcium és a magnézium esetében kisebb a különbség a 4. csoport javára. Az antropogén (nitrát), illetve részben antropogén (klorid, szulfát) szennyezést jelző ionok közel azonos arányban vannak jelen.

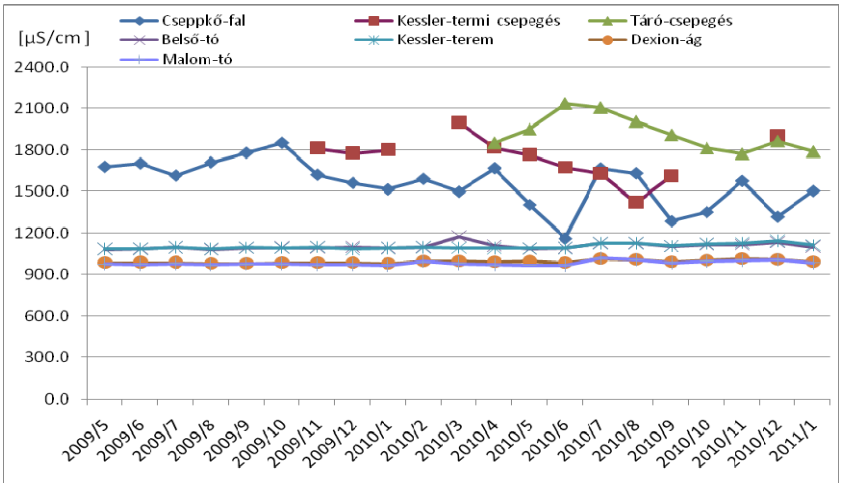
A legnagyobb sókoncetrációjú (1470 mg/l) és egyben legszennyezettebb csoport az utolsó. Több paraméter esetén is itt van a legnagyobb érték. Ezek közül a legszembetűnőbb a szulfát (560 mg/l), a nitrát (80 mg/l) és a klorid (185 mg/l) nagy koncentrációja.



4. ábra: A 3-5. csoportok ionkoncentrációja
Fig. 4: Ionconcentrations of group 3-5.

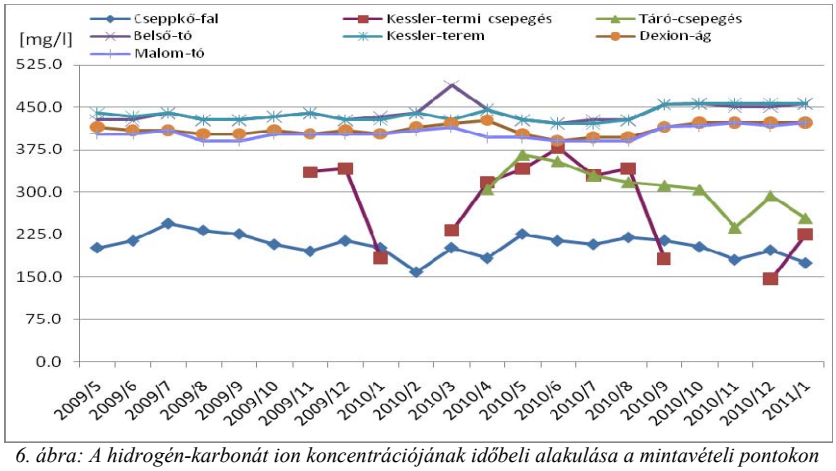
A *pH* értékek a forrásvizek esetén nem mutatnak nagy változatosságot, általában 6,7-7,3 között mozogtak. A csepegő vizek pH-ja magasabb, 7,2-8,2 közötti volt.

A *fajlagos elektromos vezetőképesség* a víz oldott anyag-tartalmával arányosan változik. A forrásvizek esetén értéke 967-1175 µS/cm között mozog *(5. ábra)*. A legnagyobb értéket a Belső-tónál, míg a legkisebbet a Malom-tónál mértük. A csepegő vizek vezetőképessége tág határok között mozog (1161-2140 µS/cm). A nagy értékek külső szennyeződést jelezhetnek. A Cseppkő-falnál gyűjtött minták esetében a vezetőképesség-értékek jelentősebb csökkenése 2010 májusában (223,3 mm), júniusában (104,3 mm) és szeptemberében (121,3 mm) nagy mennyiségű havi csapadékösszeggel és nagyon intenzív beszivárgással esett egybe.



5. ábra: A vezetőképesség időbeli alakulása a mintavételi pontokban
Fig. 5: Time series of the electric conductivity at the sampling points

A *hidrogén-karbonát* a forrásvizek esetén 390-456 mg/l közötti tartományban gyakorlatilag teljesen együtt mozog, kiugrónak tekinthető érték (488 mg/l) egyetlen alkalommal fordult elő *(6. ábra)*. A csepegő vizek mintavételi pontjai közül a Cseppkő-falnál van a legnagyobb intenzitású beszivárgás. Ezért lehetséges, hogy a víz gyorsan jut le a kőzetek repedésein keresztül a barlang belsejébe, és rövidebb ideig érintkezik a karbonátos kőzetekkel. Erre utalhat vizének kisebb hidrogénkarbonát-tartalma, amely 159-244 mg/l között változott. A másik két mintavételi pontnál az intenzitás jóval kisebb, így a fedőrétegen lassabban átszivárgó víz karbonáttartalma emiatt lehet nagyobb (225-378 mg/l). A Kessler-termi csepegésnél tapasztalt koncentráció-csökkenés (2010. január: 183,0 mg/l; szeptember: 181,7 mg/l; december 146,4 mg/l) a csepegés intenzitásának csökkenésével esett egybe.



6. ábra: A hidrogén-karbonát ion koncentrációjának időbeli alakulása a mintavételi pontokon
Fig. 6: Time series of the concentration of hydrogen carbonate ion at the sampling points

A *kalcium*- és *magnézium*ionok elsősorban természetes eredetűek, főleg karbonátos kőzetek, mészkő ($CaCO_3$) és dolomit ($CaMg/CO_3/_2$) oldódása során kerülnek a felszín alatti vízbe (*TÓTH* 2009). A kalcium-koncentráció a forrásvizekben 104-148 mg/l között, míg a magnéziumtartalom 40-56 mg/l között alakult. Mindkét iontartalom ingadozása valószínűleg a barlang vizébe jutó különböző összetételű források keveredésének köszönhető**.** A csepegő vizeknél a kalcium értéke tág határok között változott (136-255 mg/l). A magnéziumtartalom (52-105 mg/l) nem mutatott jelentős eltéréseket. Az utak sózásához használt NaCl-nak számos környezetre ártalmas hatása ismert, ezért egyre inkább előtérbe kerülnek alternatív, környezetkímélőbb anyagok. Ilyen csúszásmentesítésre alkalmas anyag pl. a $CaCl_2$ (ill. a $MgCl_2$), amelyek a csepegő vizek megnövekedett kalcium- és (magnézium)tartalmát is eredményezhetik. Ezt azonban nem támasztották alá jelentősebb koncentráció-ingadozások a téli hónapokban, ill. azok környékén. A Cseppkő-falnál jelentős havi csapadékmennyiségnél (2010. május-június, ill. szeptember) a vezetőképességhez hasonlóan, a beszivárgás intenzitásának növekedésével a kalcium-, ill. magnéziumtartalom csökkenését (hígulást) tapasztaltuk.

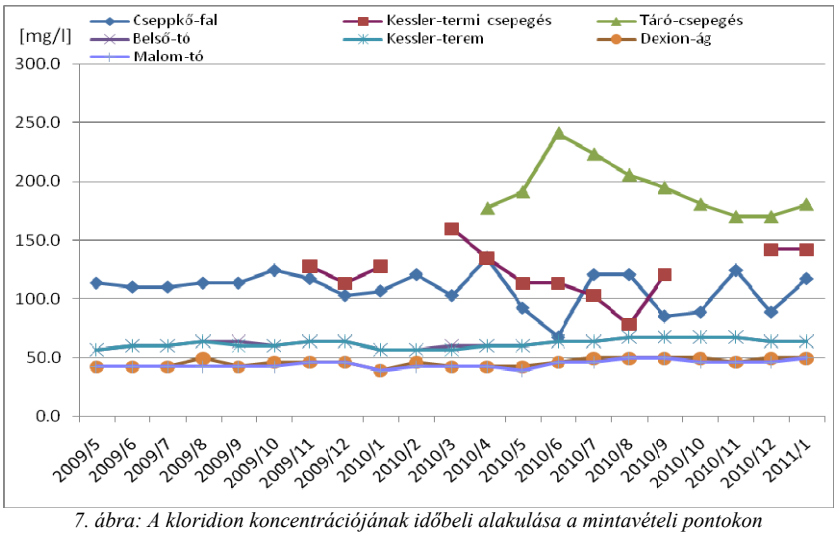
A *klorid*ion felszín alatti vizekben főleg természetes eredetű. Elsősorban evaporitos kőzetek ásványainak, pl. halit (NaCl) és szilvin (KCl) oldódásából származhat (*TÓTH* 2009). A természetes és mesterséges eredetű klorid egymáshoz viszonyított arányát azonban nehéz meghatározni, hiszen a kőzet geokémiai összetétele és így a belőle kioldódó klorid mennyisége is pontról pontra változhat (*FEHÉR* 2009).

A forrásvizek kloridion-tartalmának ingadozása természetesnek tekinthető, 39-67 mg/l között mozog *(7. ábra)*. A koncentráció változása, a kalcium és magnéziumhoz hasonlóan, a különböző forrásvizek keveredésével magyarázható.

A csepegő vizeknél a nagyobb kloridtartalom antropogén okokra vezethető vissza. Bekerülhet a csatornarendszer meghibásodása során a kommunális szennyvízből vagy az út sózásához használt NaCl-ból (*MARI - FEHÉR* 1999). A csúszásmentesítés hatását a téli időszakban kiugró értékek nem jelzik. Ezt tompíthatja az, hogy bár a klorid mobilis ugyan, de a nagy mérete miatt a márga pórusvizeiben visszamaradhat és csak fokozatosan ürül ki az év folyamán (*HEM* 1985).

A beszivárgó vizek esetében a klorid mennyisége jóval szélesebb tartományban változik (67-241 mg/l). A *201/2001. Korm. rendelet*ben meghatározott, karsztszennyezést jelző határértéket (100 mg/l) mindhárom pontnál tartósan túllépi, míg a táró-csepegésnél több esetben a kétszeresét is meghaladja. A Cseppkő-falnál is megfigyelhető a nagymennyiségű csapadék

(2010. május-június, ill. szeptember) következtében a víz hígulása (a kloridtartalom csökkenése).

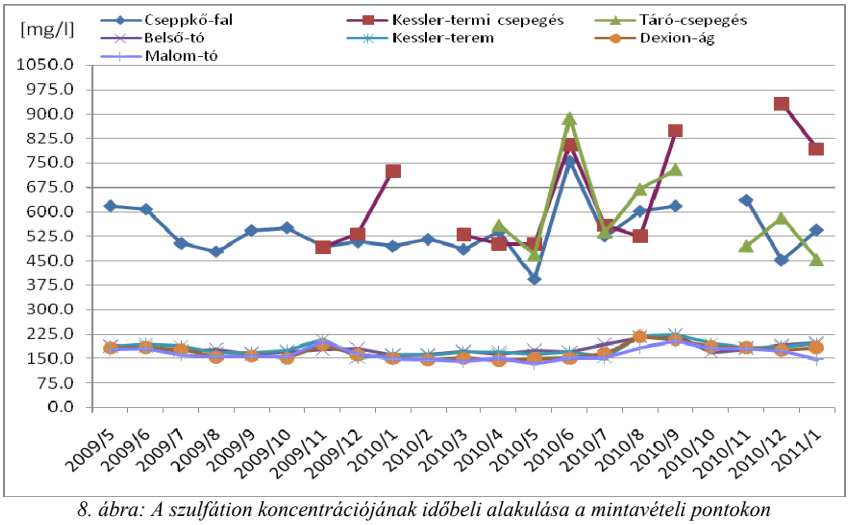


7. ábra: A kloridion koncentrációjának időbeli alakulása a mintavételi pontokon
Fig. 7: Time series of the concentration of chloride ion at the sampling points

A termálvizekre általánosan jellemző a nagy *szulfát*tartalom (*WORTHINGTON−FORD* 1995, *GUNN* et al., 2006), amely a Budai Termálkarszt vizeiben is megfigyelhető. A szulfát nagy valószínűséggel a felső-perm és alsó-triász korú, evaporitokat (gipszet-$CaSO_4x2H_2O$, anhidritet-$CaSO_4$) is tartalmazó tengeri karbonátos kőzetekből (mészkő és dolomit) származik (*SZABÓ* et al. 2009). A pirit (FeS_2) üledékes kőzetekben gyakran előforduló ásvány. Ha a piritkristályok vízzel érintkeznek, a kén szulfáttá oxidálódik (HEM 1985), ezért a budai márga pirittartalma is eredményezhet megnövekedett szulfáttartalmat (ez jelentkezik a termálvizekkel nem érintkező barlangi csepegő vizekben). A pirit oxidációja során vas-szulfát és kénsav keletkezik, utóbbi a kalcium-karbonáttal gipszet alkot. Ez egyúttal magyarázatot adhat a József-hegyi-barlang, ill. a Molnár János-barlang Kessler-termének gipszkiválásokban való gazdagságára. A talaj természetes folyamatai révén a szerves szulfidok is oxidálódhatnak, de a szulfát szerves hulladékból is származhat.

A csepegő vizekhez képest a forrásvizekben a szulfát mennyisége jóval kisebb (134-224 mg/l), és kiugró koncentrációk nem fordulnak elő *(8. ábra)*. A szulfáttartalom csak néhány esetben lépte túl a felszín alatti vizekre vonatkozó 200 mg/l-es háttér koncentrációt *(10/2000. Korm. rendelet)*. A csepegő vizeknél a szulfáttartalom minden esetben meghaladta a 250 mg/l-es szennyezettségi határértéket. A mérések eredményei 395-930 mg/l között változtak. Az egymást követő hónapokban több alkalommal is előfordult

nagymértékű (250-350 mg/l-es) koncentráció-változás. A szulfát kiugró értékei nagy mennyiségű havi csapadék esetében (2010. január − 95,3 mm; június − 104,3 mm; szeptember − 121,3 mm) fordulnak elő.



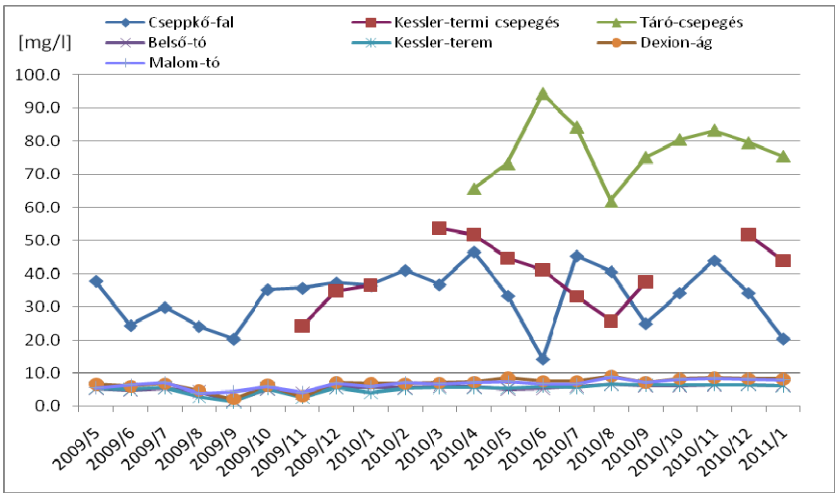
8. ábra: A szulfátion koncentrációjának időbeli alakulása a mintavételi pontokon
Fig. 8: Time series of the concentration of sulphate ion at the sampling points

A *nitrit*, *nitrát* és *ammónium* megjelenése a felszín alatti vizekben külső szennyező forrásra vezethető vissza. Nagy koncentrációjuk elsősorban műtrágyahasználat vagy szennyvizek hatására alakul ki. Kémiai tulajdonságaikat tekintve jelentős különbségek vannak köztük. Az ammóniumion erősen adszorbeálódik ásványi felületeken, a nitrit mikrobiális tevékenység (nitrifikáció) során könnyen oxidálódik nitráttá. A nitrát vízben különböző környezeti feltételek mellett is stabil maradhat és a szennyező forrástól nagy távolságra is eljuthat (*HEM* 1985). Az ammónium és nitrit megjelenése a mintavételi pontokon nagy koncentrációjú forrás, vagy tág hasadékon történő vízbehatolás révén valósulhat meg (*MARI - FEHÉR* 1999).

A nitrit és ammónium jelenléte sem a forrás- sem a csepegő vizekben nem volt kimutatható. Ennek lehetséges oka, hogy a beszivárgás során oxidálódnak, és a barlangban nitrát formájában jelennek meg.

A forrásvizek nitráttartalma stabilnak tekinthető, 1-9 mg/l között változik. A csepegő vizekben koncentrációja több esetben is meghaladta a *201/2001. Korm. rendelet*ben meghatározott szennyezést jelző határértéket (50 mg/l). Értéke tág határok közt mozog (14-95 mg/l) *(9. ábra)*. A Cseppkő-falnál is megjelenik a május-júniusban és szeptemberben hullott nagy mennyiségű csapadék hatása, és a nitráttartalom hígulását eredményezi. A táró-csepegésnél ezzel ellentétben növekedés tapasztalható. Ennek lehetsé-

ges oka a különböző forrásból származó szennyezés, más-más „*útvonalon*”, különböző repedésrendszeren történő lejutása.



9. ábra: A nitrátion koncentrációjának időbeli alakulása a mintavételi pontokon
Fig. 9: Time series of the concentration of nitrate ion at the sampling points

A szintén szennyezést jelző *ortofoszfát* mennyisége egyetlen mintában sem érte el a kimutatási határt.

A *nátrium* és *kálium* egyaránt származhat természetes és mesterséges forrásból. Természetes úton forrásvizekbe főként a sekélytengeri üledékes kőzetek ásványainak (pl. halit: NaCl) oldódásából juthat. Mesterségesen elsősorban az utak sózásánál használt nátrium-kloridból mosódhat a felszín alatti vizekbe. A sózás szerepe vizsgálataink során nem volt egyértelműen kimutatható, mivel a kloridionhoz hasonlóan, a nátriumnál sem volt tapasztalható kiugró érték a téli méréseknél. Nátrium a háztartásokban, ill. fürdőmedencékben használt mosó- és fertőtlenítőszerekkel (pl. nátrium-hipoklorit) a kommunális szennyvizekből is bejuthat a barlangokba. A kálium szintén egyaránt származhat a kőzetek ásványainak oldódásából és kommunális szennyvízből.

A nátrium- és káliumtartalom szűk tartományban ingadozott és nem voltak kiugróan nagy koncentrációk. Forrásvíznél a nátrium 12-26 mg/l között, míg a kálium 2-4 mg/l között változott. Ugyanez a csepegő vizeknél a nátrium esetén kicsit nagyobb: 18-38 mg/l, míg a káliumnál 2-3 mg/l.

Stabilizotópos mérési eredmények és értelmezésük

Mérési módszer

A méréseket LGR LWIA-24d lézer analizátor segítségével végeztük. Az eredményeket a nemzetközi VSMOW (Vienna Standard Mean Ocean Water) sztenderdhez viszonyítva ezrelékben kifejezett δ jelöléssel adtuk meg a következő módon:

$$\delta^{18}\mathrm{O\ ill.}\ \delta\mathrm{D} = \frac{R_{minta} - R_{sztenderd}}{R_{sztenderd}} * 1000\,[‰]$$

ahol R_{minta} és $R_{sztenderd}$ a minta és a sztenderd $^{18}O/^{16}O$ vagy $^{2}H/^{1}H$ (D/H) aránya. A mérések bizonytalansága (mintaelőkészítés+mérés) oxigénre ±0,2 $[‰]_{VSMOW}$, hidrogénre ±1 $[‰]_{VSMOW}$.

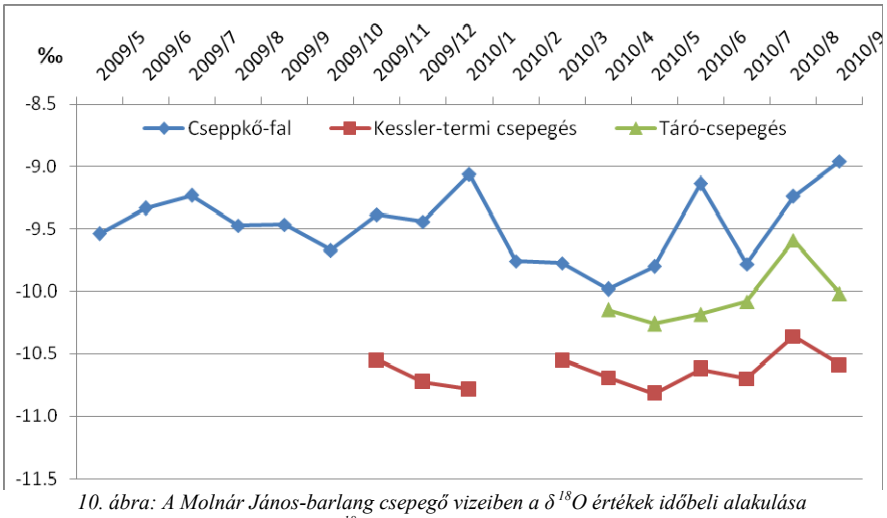
Értelmezés

A tengervízre jellemző, hogy nehézizotópokban dús. A párolgás során a nehézizotópok kisebb arányban távoznak a vízből, ezért a vízpára izotóposan könnyebb lesz, mint az óceán vize. Amint ezek a telítetlen légtömegek a párolgás helyétől egyre magasabbra és a kontinensek felé egyre beljebb áramlanak, a hőmérsékletük és víztartalmuk egyaránt csökken. Ennek következménye, hogy a telítetlen légtömegek egy idő után elérik a harmatpontot, vagyis azt a hőmérsékletet, amelynél a levegő telítetté válik és további hűlés során a felesleges nedvesség víz vagy jég (hó) formájában kicsapódik (kondenzáció). Mivel a csapadékképződés során a nehézizotópok nagyobb arányban válnak ki (D és ^{18}O), ezért a felhő (és a belőle hulló csapadék) a kontinens belseje felé izotóposan egyre könnyebb (a δ értékük negatívabb) lesz. Nyáron a párolgás és a csapadékhullás helye között kisebb a hőmérséklet-különbség, ezért a kontinensek belseje felé a légtömegek kevésbé hűlnek le, és kevesebb nedvességet veszítenek, mint télen. Ennek következménye a csapadékok stabilizotópos összetételének évszakos változása és, hogy egy adott terület felett nyáron nagyobb lesz a csapadékvizek átlagos D és ^{18}O koncentrációja (*CLARK – FRITZ* 1997).

A fentiek alapján a csapadék stabilizotóp-összetételét négy izotópeffektus szabja meg: szélességi, kontinentális, magassági és hőmérsékleti hatás.

A klaszter-analízisnek köszönhetően már láthattuk, hogy a három csepegő víz a kémiai paraméterek alapján elkülönül *(ld. 4. ábra)*. Ez a különb-

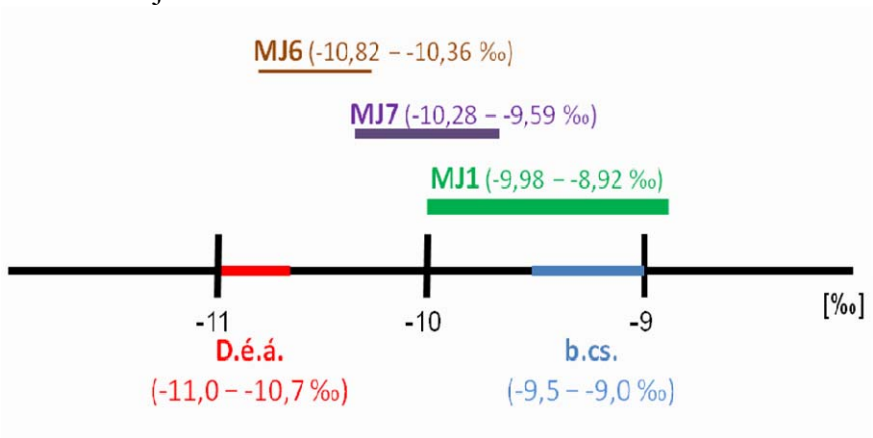
ség a stabilizotóp-összetétel alapján is fennáll, amint azt *10. ábra* mutatja. Az, hogy ilyen kis távolságon belül elhelyezkedő pontok izotópos (és kémiai) összetétele eltérő, a különböző típusú vizek eltérő arányú keveredésének köszönhető. A Cseppkő-falnál a beszivárgó víz jelentős részének csapadék eredete már a vízkémiai adatok értékelésénél is sejthető volt, hiszen a kémiai paraméterek többségénél jelentősebb hígulást tapasztaltunk nagy havi csapadékösszegeknél. Ezt vizének $\delta^{18}O$ értékei (-9,98 ‰ − -8,92 ‰) alátámasztják, mivel többnyire jó egyezést mutatnak a budapesti csapadékvíz $\delta^{18}O$ értékével, amely -9,5 ‰ és -9,0 ‰ közötti, talajvíz adatok alapján becsülve (*FÓRIZS* MTA Geokémiai Kutatóintézet, szóbeli közlés 2010). A -9,5 ‰-nél negatívabb értékekért feltehetően a közműhálózatból származó víz hozzákeveredése felel. A Duna vizének izotópos vizsgálata azt mutatta (*FÓRIZS–JUHÁSZ* 2002, *FÓRIZS* et al. 2005), hogy $\delta^{18}O$ értékének éves átlaga negatívabb (-11,0 ‰ − -10,7 ‰), mint a helyben hullott csapadéké *(11. ábra)*. Ennek magyarázata, hogy vizének nagy része a Duna vízgyűjtőjének magasabb területeiről, az Alpokból származik (magassági hatás). Emiatt a Fővárosi Vízművek által szolgáltatott, parti szűrésű vízből származó ivóvíz és a szennyvízcsatornába bekerülő víz is (mivel főként az ivóvízhálózatból származik) hasonló ^{18}O tartalmú.



10. ábra: A Molnár János-barlang csepegő vizeiben a $\delta^{18}O$ értékek időbeli alakulása
Fig. 10: Time series of the $\delta^{18}O$ values of drip-waters in the Molnár János Cave

A tároó-csepegés $\delta^{18}O$ értéke -10,28 ‰ − -9,59 ‰ között változott, amely a helyben hullott csapadéknál negatívabb, míg a Duna vizénél pozitívabb. Ezért valószínűsíthető, hogy ennél a pontnál a közműhálózatból származó víz nagyobb arányban van jelen, mint a Cseppkő-falnál. A legnegatívabb $\delta^{18}O$ értéke a Kessler-termi csepegésnek van (-10,82 ‰ és -10,36 ‰

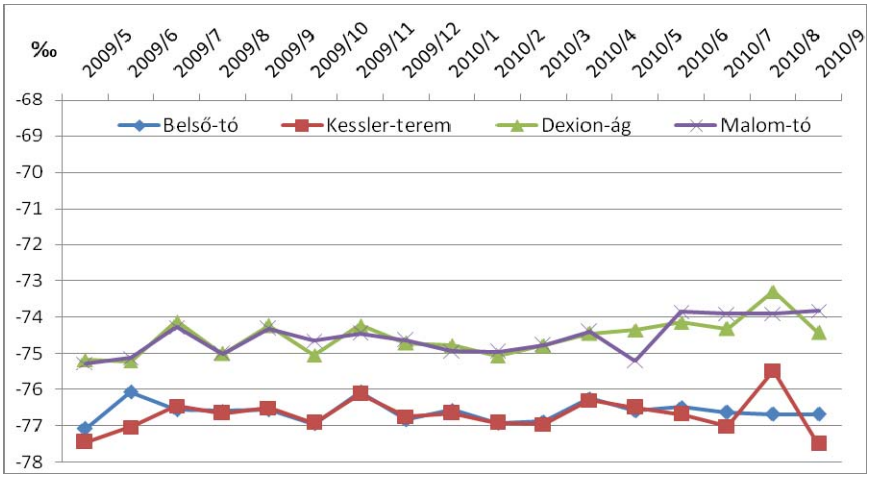
között), amely egyértelműen jelzi, hogy vize jelentős arányban a közműhálózatból származik. A hidrogénizotópos adatokból ugyanezeket a következtetéseket vonhatjuk le.



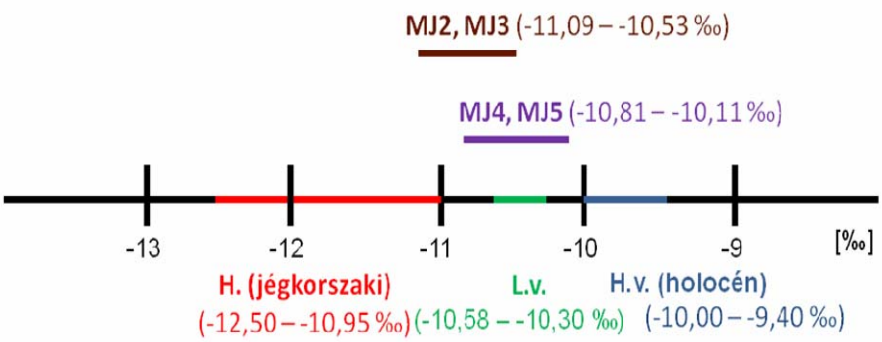
11. ábra: A csepegő vizek eredete a Molnár János-barlangban ($\delta^{18}O$ értékek alapján)
Jelmagyarázat: D.é.a.: Duna éves átlaga; b.cs.: budapesti csapadék; MJ1: Cseppkő-fal; MJ7: tároó-csepegés; MJ6: Kessler-termi csepegés (ld. 1. táblázat és 2. ábra)
Fig. 11: The origin of drip-waters in the Molnár János Cave (based on $\delta^{18}O$ values)
Legend: D.é.a.: annual mean of $\delta^{18}O$ of Danube; b.cs.: precipitation in Budapest; MJ1:"Cseppkő-fal"; MJ7: "tároó-csepegés"; MJ6: "Kessler-termi csepegés" (see Table 1. and Fig. 2.)

A fent leírtak alapján a Molnár János-barlangban ivó- vagy szennyvíz beszivárgása feltételezhető. Mivel a kettő stabilizotópos összetétele nem mutat különbséget, ezért $\delta^{18}O$ értékek alapján nem dönthető el, hogy ez a víz az ivó- vagy a csatornahálózatból származik. Utóbbira inkább a csepegő vizek nagy nitráttartalma enged következtetni *(ld. 9. ábra)*.

A stabilizotóp-összetétel alapján a forrásvizeknél is megfigyelhető a kismértékű elkülönülés, ami már a kémiai paraméterek klaszter-analízise során is láthatóvá vált *(ld. 3. ábra)*. A kémiai eredmények alapján a Belső-tó és a Kessler-terem egymáshoz nagyon hasonlóak, és elkülönülnek az egymáshoz szintén nagyon hasonló Dexion-ág és Malom-tó mintáitól. Ugyanígy a barlang belsejéből származó minták (Belső-tó, Kessler-terem) $\delta^{18}O$ értékei egy pont kivételével analitikai hibán belül megegyeznek, és többnyire elkülönülnek a másik két ponttól (Dexion-ág, Malom-tó), amely utóbbiak analitikai hibán belül szintén megegyeznek. A Belsó-tóban a $\delta^{18}O$ érték -11,05 ‰ és -10,53 ‰ között, míg a Kessler-teremben -11,09 ‰ és -10,63 ‰ között változott. A Dexion-ág és a Malom-tó $\delta^{18}O$ értékei -10,81 ‰ – -10,11 ‰, ill. -10,76 ‰ – -10,30 ‰ közöttiek. Ez az elkülönülés a δD értékek esetében még szembetűnőbb *(12. ábra)*, ahol nincs átfedés a barlang belsejéből (Belső-tó, Kessler-terem) és a külső környezettel közvetlenebb kapcsolatban lévő (Dexion-ág, Malom-tó) helyek δD értékei között.



12. ábra: A Molnár János-barlang forrásvizeiben a δD érték időbeli alakulása
Fig. 12: Time series of the δD values of spring waters in the Molnár János Cave



13. ábra:A forrásvizek eredete a Molnár János-barlangban ($\delta^{18}O$ értékek alapján)
Jelmagyarázat: H.: hévíz; L.v.: langyos víz; H.v.: hideg víz; MJ2: belső-tó; MJ3: Kessler-terem;MJ4: Dexion-ág; MJ5: Malomtó (ld. 1. táblázat és 2. ábra)
Fig. 13: The origin of spring waters in the Molnár János Cave (based on $\delta^{18}O$ values)
Legend: H.: thermal water; L.v.: lukewarm water; H.v.: cold water; MJ2:"belső-tó"; MJ3: "Kessler-terem"; MJ4: "Dexion-ág"; MJ5: "Malomtó" (see Table 1. and Fig. 2.)

SZABÓ et al. (2009) eredményei alapján, Budapesten és környékén található (hideg és meleg) karsztvizek $\delta^{18}O$ értékei -12,50 ‰ és -9,38 ‰ között változnak. A hévizek értékei negatívabbak ($\delta^{18}O$ = -12,50 – -10,95 ‰), amely jelzi, hogy beszivárgásuk a jégkorszak folyamán történt. A hideg vizek ($\delta^{18}O$ = -10,00 – -9,40 ‰) jellemzően holocén korúak, míg a langyos vizek értékei az előző kettő keveredésének köszönhetően a $\delta^{18}O$= -10,58 és -10,30 ‰ között változnak *(13. ábra)*. E szerint a barlang vizének stabilizotópos összetétele is két tipusú víz: egy meleg és egy hideg komponens keve-

redésének köszönhető. A vízminták $\delta^{18}O$ értékei a két komponens keveredésének arányától függhetnek. A barlang belsejéből származó minták negatívabb értékei a meleg komponens nagyobb arányát jelezhetik. Míg a hideg karsztvíz $\delta^{18}O$ értékét fél ezreléken belül ismerjük, addig a meleg komponens $\delta^{18}O$ értéke tág határok között változhat (attól függően, hogy a jégkorszak mely időszakában szivárgott a felszín alá), ezért a pontos keveredési arányt nem lehet kiszámolni.

Eredmények

A három ponton gyűjtött csepegő vizek intenzitásuk, kémiai és stabilizotópos összetételük alapján elkülönülnek egymástól. Ennek magyarázata a különböző típusú (genetikájú) és/vagy mennyiségű vizek keveredése az eltérő geológiai (pl. repedezettség), felszín borítottsági és lejtésviszonyok következtében. A „*Cseppkő-fal*" helyen vizsgált csepegés intenzitásának növekedése összefüggést mutat a nagy havi csapadékmennyiséggel. Ezt támasztja alá a vezetőképesség és ezzel együtt számos ion mennyiségének jelentős csökkenése ezekben a hónapokban. Az itt beszivárgó víz jelentős részének csapadék eredetét a $\delta^{18}O$ és δD értékek egyértelműen mutatják. A másik két (jóval kisebb intenzitású) csepegéshez sokkal kisebb arányban keveredhet csapadékvíz (ezt jelzik a közműhálózatba betáplált vízre jellemző $\delta^{18}O$ és δD értékek). Az ivó- vagy szennyvízhálózatból (a 14-94 mg/l közötti nitráttartalom alapján valószínűleg az utóbbiból) történő beszivárgást a víz stabilizotóp-összetétele mellett a szennyezést jelző kémiai paraméterek kisebb vagy nagyobb koncentrációi is alátámasztják.

A forrásvíz-minták minősége kiváló, kémiai és stabilizotópos összetétele a mérési eredmények alapján stabilnak mondható, nem mutatnak jelentős változásokat. Stabilizotóp vizsgálatok szerint összetételüket két típusú víz, meleg és hideg komponens keveredése határozza meg. A barlang belsejéből származó (Belső-tó, Kessler-terem) és a külső környezettel közvetlenebb kapcsolatban álló minták (Dexion-ág, Malom-tó) a kémiai és stabilizotópos összetétel alapján egyaránt (nem jelentősen, de) elkülönülnek. Ennek lehetséges magyarázata a $\delta^{18}O$ és δD értékek szerint, hogy a meleg komponens a barlang belsejében nagyobb arányban van jelen. Ezt alátámaszthatják a nagyobb hidrogénkarbonát-, kalcium-, klorid- és szulfátkoncentrációk is, mivel a meleg víz hosszabb áramlási pályán mozog, mint a hideg és több ideje van a kőzetek oldására.

Köszönetnyilvánítás

A tanulmány elkészítéséhez nyújtott önzetlen segítségükért szeretnénk köszönetet mondani Kovács József adjunktusnak, Czuppon Györgynek és Kiss Klaudiának.

IRODALOM

ALFÖLDI L.-BÉLTEKY L.-BÖCKER T.-HORVÁTH J.-KESSLER H.-KORIM K.-ORAVECZ J.-SZALONTAI G. (1968): Budapest hévizei. - VITUKI, Budapest 364p.

ALFÖLDI L. (1978): Budapest Hevizei. – Kandidatusi dolgozat, 156 p.

BABIDORICS, J.-FÓRIZS, I.-PAPP, S. (1998): Isotope hydrogeological study of the thermal karst system in the Buda Mountains, Hungary. RMZ – Materials and Geoenvironment, Vol. 45, No. 1-2, p. 8-12

BOGNÁR CS. (2010): OEK bakteriológiai osztály, szóbeli közlés

CLARK, I. D.-FRITZ, P. (1997): Environmental isotopes in hydrology. - Lewis Publishers, New York, 328. p.

DEÁK, J. (1979): Environmental isotopes and water chemical studies for groundwater research in hungary. - Isotope Hydrology 1978 vol. I, IAEA Vienna, p. 221-249

DEÁK, J. (1980): Radocarbon dating of the thermal waters in the Budapest area. - Zentralinstitut für Isotopen, Leipzig, Mitteilungen Nr. 30., p. 257-266

DEÁK, J.-FÓRIZS, I-LORBERER, Á.-TÓTH, GY. (2010): Verification of conceptual model of the Budapest karstwater regime by environmental isotopes. – Proceedings of XXXVIIIth IAH Congress, Krakow, p. 1777–1778

FEHÉR K. (1995): Vízkémiai vizsgálatok a Szemlő-hegyi-barlangban. – Környezeti Ártalmak és a Légzőrendszer V. Konferenciája, Hévíz. p. 47–52.

FEHÉR K. (2009): A Rózsadombi-termálkarszt szennyeződés-veszélyeztetettségi vizsgálata. – Diplomamunka, Budapest magánkiadás ISBN 978-963-06-7311-2. 79 p.

FEHÉR K.–KISS K.–KOVÁCS J.–KISS A. (2009): Beszivárgás-vizsgálatok a Rózsadombi Termálkarszton. – Karsztfejlődés XIV. Nyugat-magyarországi Egyetem, Savaria Egyetemi Központ, Szombathely, 2009 p. 45-55.

FÓRIZS, I.-DEÁK, J.- TÓTH, GY.-LORBERER, Á. (2007): Origin of groundwater in the Budapest thermal karst regime by preliminary environmental isotope data. – Studia Universitatis Babeş-Bolyai, 52/1, p. 92–93.

FÓRIZS I. (2010): MTA Geokémiai Kutatóintézet, szóbeli közlés

FÓRIZS, I.–JUHÁSZ, P. (2002): Differences in the climates of catchment areas as reflected by isotopic characteristics of the Danube and Tisza Rivers, Hungary. – VI Isotope Workshop, Tallin, 2002.6.29 - 2002.7.4., p.32-33.
FÓRIZS, I.-BERECZ, T.-MOLNÁR, Z.-SÜVEGES, M. (2005): Origin of shallow groundwater of Csepel Island (south of Budapest, Hungary, River Danube): isotopic and chemical approach. Hydrological Processes, 19, p. 3299-3312.
GOLDSCHEIDER, N.-HÖTZL, H.-KÄSS, W.-UFRECHT, W. (2003): Combined tracer tests in the karst aquifer of the artesian mineral springs of Stuttgart, Germany: Environmental Geology vol,.43, p. 922–929.
GUNN, J.-BOTTRELL, S. H.-LOWE, D. J.-WORTHINGTON, S. R. H. (2006): Deep groundwater flow and geochemical processes in limestone aquifers: evidence from thermal waters in Derbyshire, England, UK. Hydrogeol J 14: p. 868-881.
HEM, J. (1985): Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. – U.S. Geological Survey, Alexandria. p. 66–128.
JAKUCS L. (1948): A hévforrásos barlangkeletkezés földtani és fizikai tényezői – Hidrológiai Közlöny 28, p. 53-58.
KALINOVITS S. (1984): A Molnár János-barlang. - Magyarország barlangtérképei 5. MKBT Kiadvány, Budapest, 27 p.
KALINOVITS S. (2006): Molnár János-barlang új szakaszainak felfedezése. - Karszt és Barlang 1995-1996, 3-8 p.
KALINOVITS S. (2010): a barlangot felfedező és kutató búvárok vezetője, szóbeli közlés
KISS K. (2009): A felszíni szennyezés hatása a barlangi beszivárgó vizekre a Mátyás-hegyi-barlang példáján. – Geográfus Doktoranduszok IX. Országos Konferenciája, Szeged. 13 p www.geography.hu
KOROKNAI ZS. - KOVÁCS J. - SZÉKELY I. (2005): A Balaton "medence felosztásának" vizsgálata többváltozós adatelemzéssel. XLVI. Hidrobiológus Napok; "Szélsőséges körülmények hatása vizeink élővilágára"; "Magyarországi kisvízfolyások ökológiai viszonyai", Tihany, 2004. október 6-8. (vagy Hidrológiai közlöny, 85. évf. 6. sz. /2005)
KOVÁCS J. – MÜLLER P. (1980): A budai-hegyek hévizes tevékenységének kialakulása és nyomai. – Karszt és Barlang, II. p. 93-98.
KOVÁCS J.–VID G.–MAUCHA L.–BERÉNYI Ü. J.–IZÁPY G. (2005): Az Aggteleki karszt nagy forrásainak és a Baradla-, illetve a Béke-barlangban a járattalp alatt észlelt vizek kémiai összetevőinek vizsgálata többváltozós adatelemző módszerekkel. – Karsztfejlődés X. konferencia, Szombathely. p. 107–120.

KRAUS S. (1982): A Budai-hegység hévvizes barlangjainak fejlődéstörténete – Karszt és Barlang 1982/I, p. 29-34.
LEÉL-ŐSSY SZ. (1995): A Rózsadomb és környékének különleges barlangjai – Földtani Közlöny, 125/3-4. Budapest, p. 363-432.
LEÉL-ŐSSY SZ. (1997): A József-hegyi-barlang (Budapest) geológiai viszonyai, fejlődéstörténete és a Rózsadomb környéki termálkarsztos barlangok genetikája. – kandidátusi értekezés, ELTE-TTK Általános- és Történeti Földtani Tanszék, 114 p.
LEÉL-ŐSSY SZ. – ADAMKÓ P. – KALINOVITS S. (2008): Víz és földalatti csodavilág: a budapesti Molnár János-barlang. - Környezetvédelem XVI. p. 30-31.
LEÉL-ŐSSY SZ. (2008): Évtizedek, évszázadok, évmilliók – Egy újabb budai barlangszenzáció nyomában - Élet és Tudomány, 2008 LXIII. p.1552-1554.
MARI, L.–FEHÉR, K. (1999): The impacts of land use change on the Buda termal karst: a study of Szemlő-hegy cave. – In: BÁRÁNY-KEVEI I.–*GUNN, J.*: Essays in the ecology and conservation of karst. Spec. Issue of Acta Geographica Szegediensis. Szeged. p. 104–111.
MAUCHA L. – LORBERER Á. – MÜLLER P. (1987): Hidrogeológiai szakvélemény a Rózsadomb komplex környezetvédelmi vizsgálatához. - VITUKI Hidrológiai Intézet, Budapest. 85 p.
MOLNÁR J. (1859): A Lukácsfürdő Budán természettudományi tekintetben. - A Királyi Magyar Természettudományi Társulat Évkönyve, IV. kötet 1857-1859. Pest p. 143-175.
NÁDOR A. (1991): A Budai-hegység paleokarsztjai. – Egyetemi doktori értekezés ELTE Általános és Történeti Földtani Tanszék, 171 p.
PAPP S.–GÉCZY G. (1996): A fedőrétegeinek veszélyez-tetettségi vizsgálata.– Jelentés a 1993 és 1996 között OTKA-támogatással végzett kutatómunkáról.
PAPP F. (1942): Budapest meleg gyógyforrásai – a Budapesti Központi Gyógy- és Üdülőhelyi Bizottság Rheuma és Fürdőkutató Intézet kiadványa, Budapest, 252 p.
SÁRVÁRY I.–MAUCHA L.–IZÁPY G. (1992): Vízkémiai, mikrobiológiai és izotóp vizsgálatok, VII. feladat. Beszámoló jelentés. – In: PHARE PROJECT, 134/2. Komplex geológiai vizsgálatok és fúrások a Rózsadomb környezetében. Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium, Budapest. p. 16–24.
SZABÓ, V.-FÓRIZS, I.-HAŁAS, S.-PELC, A.-DEÁK, J. (2009): A budapesti hévizek szulfátjának eredete stabilizotópos mérések alapján: - Miskolci Egyetem Közleménye, A sorozat, Bányászat, 77: p. 73-81.

TÓTH J. (2009): Gravitational Systems of Groundwater Flow: Theory, Evaluation, Utilization. Cambridge University Press, USA New York p. 91-102.
TRÁSY B. (2010): A Molnár János-barlang és környezetének bemutatása, vizének vizsgálata archív és recens adatok alapján – Szakdolgozat, ELTE Általános és Alkalmazott Földtani Tanszék. 41p.
VIRÁG M. – MÁDLNÉ SZŐNYI J. – MINDSZENTY A. – ZIHNÉ PERENYI K. – LEÉL-ŐSSY SZ. – ERŐSS A. – SIKLÓSY Z. (2009): Az urbanizáció hatása a budai barlangok csepegő vizeire a Szemlő-hegyi-barlang példáján. – Karsztfejlődés XIV. Szombathely p. 57-81.
VIRÁG M. – MÁDLNÉ SZŐNYI J. – MINDSZENTY A. (2010): A Szemlő-hegyi-barlang csepegő vizeinek vizsgálata: természetes és antropogén hatások.- Karszt és Barlang, 2009. I-II. p. 19-26.
WORTHINGTON, S. R. H.-FORD, D C. (1995): High sulfate concentrations in limestone springs: An important factor in conduit initiation Environmental Geology, 25: p. 9-15.

Országos barlangnyilvántartás:
http://www.termeszetvedelem.hu/index.php?pg=caves
10/2000. (VI. 2.) KöM–EüM–FVM–KHVM rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről.
201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről.
VITUKI: csapadékadatok, Bp. Ferenc-hegyi állomás (2009-2010)