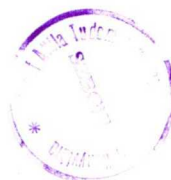


B3427

PhD ÉRTEKEZÉS TÉZISEI

**TALAJ NEHÉZFÉMTARTALMÁNAK TÉRBELI ELOSZLÁSA MÁTRAI
MINTATERÜLETEN, KÜLÖNÖS TEKINTETTEL AZ ANTROPOGÉN TERHELÉSRE**

FARSANG ANDREA



JATE Természeti Földrajzi Tanszék

Szeged

1996

BEVEZETÉS

A nehézfémek környezetünk természetes alkotóelemei. Napjainkban a környezetszennyezés intenzívebbé válása miatt mégis egyre gyakrabban fordul felénk, mint potenciális toxikus anyagok felé, a figyelmünk. Az 1960-as évek óta végzett kutatások eredményei nyilvánvalóvá tették, hogy (különösen a városok és ipari körzetek környékén) rendellenesen megemelkedett a légkör, a talaj, s az élővizek nehézfém koncentrációja, s ezáltal megváltozott, megnőtt a nehézfémek ökológiai jelentősége. A talajok, s a kultúrnövények elemtartalmának időbeli változását figyelemmel kísérő kutatások előrejelzései alapján valószínűnek látszik, hogy a következő évtizedekben a nehézfémek meghatározó környezeti stressztényezővé válnak. Ennek több oka van. A fémek biológiailag nem bonthatók le, az élő szervezetbe kerülve ott felhalmozódhatnak. Ezért az emberi szervezetben felhalmozódásra képes fémek (pl. Cd, Pb) kutatása kiemelt jelentőségű. További jelentős környezeti problémát jelentenek a nehézfémekkel már jelentősen szennyezett talajok, mivel igen sok elem a feltalajban maradványokként is megőrizheti potenciális szennyező hatását. Ezen nehézfém-tartalom a talaj különböző fizikai, biológiai és kémiai (pH, hőmérséklet stb.) paramétereinek, vagy pl. a terület-hasznosításnak a megváltozása (Reiche, 1992) következtében remobilizálódhat, ezáltal egyes helyeken az összes elem-tartalom mind nagyobb hányada válik a növények által felvehetővé, bekerülve ezzel az elemkörforgásba (Papp, Kümmel 1991; Fiedler, Rösler 1993).

A fém-tartalom mobilitására azonban nemcsak közvetlenül a talajban lejárló változások vannak hatással. A talaj és a ráható környezeti tényezők között dinamikus egyensúly áll fenn. A talajban lejátszódó folyamatokat pl. klimatikus változások is befolyásolhatják. Így az "üvegház-hatás" változása globális felmelegedést okozva, a környezet fokozódó savasodása (légköri száraz- és nedves-ülepedés, egyes műtrágyák savasító hatása stb.) megváltoztathatják a fémek növények általi felvehetőségét (Várrallyay, 1990).

A talaj alapvető, részlegesen megújuló energiaforrásunk. Ezért degradációjának, káros környezeti tényezőkkel szembeni puffertoló képességének megőrzésére ill. fokozására, az ezzel kapcsolatos kutatásokra nagy gondot kell fordítani. Az ezzel kapcsolatos vizsgálatok eredményességét nagyban elősegítette az analitikai módszerek, a műszeres vizsgálatok fejlődése, egyre pontosabbá válása. Az atomabszorpciós spektrofotometria (AAS), a plazmaemissziós spektrofotometria (ICP) fejlődése nagyszámú pontos vizsgálat elvégzését, a környezeti változások figyelemmel kísérését (monitoring) teszi lehetővé. Ezen eszközök megjelenésével lehetővé vált a környezetben zajló változások nyomon követése, különböző monitoring rendszerek kidolgozása.

A Föld mind több országában figyelhető meg egy jelentős szemléletváltási tendencia, a környezeti problémák iránti egyéni és társadalmi szintű érzékenység, a környezetvédelmi szemlélet térnyerése. E szemléletváltás a földrajzi táj kutatás története során is nyomonkövethető. A táj ökológiai kutatások fellendítésében a századunkban kirobbanó környezeti válság, valamint 1968-tól a Római Klub jelentései fontos szerepet játszottak (Marosi, 1980). Az ötvenes évekig a táj kutatók főként elvi problémákkal, formális szerkezeti kérdésekkel (pl. tájfelosztás) foglalkoztak. A hetvenes évektől azonban központba kerülnek a tájháztartás kutatás, területegység anyag- és energiaháztartásának vizsgálata, ökodinamikus szempontok (Leser, 1986), a táj stabilitása, terhelhetősége (Niemann, 1988; Csorba, 1989), a feltárt kapcsolatrendszer modellekben történő összefoglalása (Tóza, 1984; Lóczy, 1989), valamint a táji funkciók, potenciálok feltárása (Marks et al., 1992; Mezösi et al., 1993). Mindezen tények ösztönzőleg hatottak az ismert és feltételezett szennyezett területek átfogó vizsgálatára, a szennyezés eredetének felkutatására, a talaj nehézfém-tartalmának a tájban más természetes és mesterséges tájalkotó tényezőkkel való kapcsolatának feltárására.

Az ökológiai kutatások társtudományai, melyek a táj-ökoszisztéma egy részterületével foglalkoznak (biológia, talajkémia, hidrológia), szintén részletesen kutatják a nehézfémek talajbeli viselkedését. Az e kutatások keretében végzett vizsgálatok azonban több pontban különböznek a táj ökológiai keretben végzett nehézfém kutatásoktól (Leser, 1986):

- a mért adatok és következtetések térre való alkalmazása nem megoldott;
- mintavételek más szempontból, nem a térszerkezetek ill. funkciók figyelembevételével történnek;
- a térszerkezeti vonatkozások, mint pl. vízgyűjtő szerkezete, figyelmen kívül marad;

- bizonyos dinamikára vonatkozó megállapításaik, melyek térbeli vagy felületi jellegűek, nem mérési hálóra támaszkodnak, hanem több egyedi felmérés pontszerű adataira.

A tájban (talajban, növényekben, felszíni és felszín alatti vizekben) felhalmozódó nehézfémek vizsgálata a táj különböző "létezési formáinak" (geofaktorok vertikális struktúrája, táj horizontális struktúrája, táj időbeli változása, anyag- és energia áramlások a tájban) (Hubrich, 1992) megfelelően több oldalról is megközelíthető. A mezőgazdaság számára fontos, hogy az egyes növényvédőszer, műtrágyák stb. hatását talajszelvényen végzett kísérletekkel analitikai pontossággal kimutassák (Maber, 1992). A talajból felvehető elemtartalom fitotoxikus hatását, az egyes növények érzékenységét szintén számos, főként biológusok, ökológusok és agrárszakemberek által irányított kísérlet során vizsgálták (vertikális megközelítés). A területi változásokat, az azt befolyásoló tényezők hatásait együttesen vizsgáló, tehát a vertikális és horizontális megközelítést egyaránt szem előtt tartó földrajzi szemlélet szintén sok újat nyújthat ezen fontos környezeti tényezők területi eloszlásának, talajbeli viselkedésének megértéséhez.

CÉLKITŰZÉS

Többek között ezen észrevételek irányították érdeklődésemet abba az irányba, hogy egy elegendő nagyságú, földrajzilag egységes mintaterületet kiválasztva, azon elegendő sűrűségben a mintavételi helyeket kijelölve, egy tájökölógiai értékelés részeként a talaj nehézfém-tartalmát vizsgáljam. A tájökölógiai vizsgálatok során a teljes rendszer feltárása a részrendszerek pontos megismerésén alapszik. A feltárandó kapcsolatrendszer központjába a talaj nehézfém-tartalmát helyeztem, s a területi változására ható természeti és társadalmi tényezők egzakt feltárását tűztem ki célul, melyet szükségesnek vélek a további tájtervezési döntések, társadalmi beavatkozások szempontjából.

Vizsgálatom célja az alábbiakban összegezhető:

- 1) a vizsgált terület talajában, amelyet a terület tájökölógiai rendszerének részeként tekintek, a nehézfém-tartalom horizontális változási törvényszerűségeinek feltárása;
- 2) a talaj nehézfém-tartalmának kapcsolata más tájalkotó tényezőkkel;
- 3) a terület pontszerű potenciális nehézfém szennyezőforrásainak hatáselemzése;
- 4) a terület potenciális veszélyességi térképének elkészítése a talaj nehézfém puffertő kapacitásának figyelembevételével.

A MINTATERÜLET

A geoökörendszer vizsgálatának fontos alapeleme a vizgyűjtő, mely a tájmozaikok alkotóeleme, s része a táj térbeli hierarchiájának. Részletes vizsgálatra ezért egy vízrajzilag egységes, ugyanakkor köztettanilag, domborzatilag, valamint területhasznosítását tekintve változatos képet mutató mintaterületet választottam. A vizgyűjtőterület a Mátra EK-i részén, a Mátralába és a Parád-recski-medence kistájak területén helyezkedik el. A kb. 6 km hosszú, 3-3,5 km széles vizgyűjtőterület központi települése Bodony. A terület határát a Baláta-patak, a Kata-réti patak és az Áldozó-patak vizgyűjtőjét a környező területek vízfolyásaitól elválasztó vízválasztó vonal jelenti.

A terület 200-880 m közti tengerszint feletti magasságú alacsony középhegység, medencedomság (Láng, 1955). Fő lejtésiránya E-EK, az átlagos relatív relief 95-150 m/km². Eróziós-deráziós völgyekkel tagolt felszínének átlagos vízfolyássűrűsége 4,2-4,7 km/km².

Földtanilag kettős képet mutat. A térség köztettani vázát a felszínen is nyomomonkövethető felső-eocén andezit és dácit, valamint ezek tufái jelentik. A medence részeket középső-oligocén agyag, agyagmárga, slir fedi. A jellemző szerkezeti irányok EK-DNY-i ill. ÉNY-DK-i. A parádfüldi ill. recski felső-eocén, alsó-

oligocén ércesedés andezithez ill. triász mészkőhöz (recski mélyszerinti ércesedés) kötődik. A réz-, ólom-, cinkérc termelése leállt ill. még nem indult meg.

Éghajlata mérsékelted nedves, mérsékelted hűvös. 8.3-8.5°C az évi középhőmérséklet, a tenyészidőszak átlaga pedig 14.5-15.5 °C, az évi abszolút hőmérsékleti maximumok és minimumok átlaga 31.0-32.0 °C ill. -17.0 °C. A napsütéses órák száma 1900 körül van. Az évi csapadékösszeg sokévi átlaga 650-750 mm, a vegetációs időszakban 390-430 mm eső hullik. Legnagyobb az ÉNY-i vagy DK-i szel gyakorisága, az átlagos szélesség 2 m/s körüli. Éghajlata és a területi adottságok az erdőgazdálkodásnak kedveznek, de kevésbé hőigényes mezőgazdasági kultúrák termesztésére is alkalmas a terület.

Jellemző talaja az agyagbemosódásos barna erdőtalaj, amely andezit és andezittufa málladékon, részben harmadidőszaki üledéken képződött. Kisebb foltokban megtalálható még a típusos Rahmann-féle barnaföld, rozsdabarna Rahmann-féle barna erdőtalaj, pszeudoglejes barna erdőtalaj, nyers öntés és erdőtalaj eredetű lejtőhordalék talaj. Mechanikai összetételüket tekintve, főként a NY-i területeken az alapközettől függetlenül vályog, agyagos vályog talajok a jellemzők. Kis foltokban előfordul még homok (Kecske-bérc, Hosszú-bérc, Szakáll-hegy, Jerke-part környéke) ill. agyag, nehéz agyag (Baláta-völgy) mechanikai összetételű talaj is.

A területre kémhatásukat tekintve a semleges, gyengén savas pH-jú (H₂O) talajok jellemzők. A NY-DNY-i (Köves-orom, Nagy-Hosszú-bérc), erdővel borított rész talaja savas kémhatású. A patak völgyekben fiatal nyers öntéstalajok találhatók, agyag mechanikai összetétellel, gyengén savas kémhatással. A talaj humusztartalma (C_{org}) 1-5 % közötti értéket mutat. Foltokban 5% feletti értéket is mértem: a Nagy-Hosszú-bérc valamint a Kopasz-hegy területéről származó mintákban.

Területhasznosítás szempontjából a vízgyűjtő két részre osztható: NY-DNY-i részét túlnyomórészt erdő borítja, keleti részén mezőgazdasági művelés folyik. Az erdőgazdálkodási területeken zömmel középkorú (20-40 év körüli) lombos erdők tenyésznek. A terület potenciális erdőtársulása szinte kizárólagosan a cseres tölgyes. A magasabban fekvő területeken, ill. zömmel az északiak kitettségű lejtőkön gyertyános kocsánytalan tölgyesek is diszlik. A mezőgazdasági termesztő felületek elsősorban szántóföldi műveléssel hasznosítottak. Az egyes kultúrák közül a búza, tavaszi árpa, cukorrépa, valamint a vörös here emelhető ki. Kiterjedt területet képviselnek továbbá a különböző füves társulások, legelők, kaszálók: Szégyenkúti-legelő, Lágysí-legelő, Hereng-hegy, Szeles-hegy. A lágyszárú fajok közül a pirosló hunyor, a lila csenkesz, a szirti búzavirág stb. elsősorban a montán jellegre utal. A fenti területhasznosítási formákon túl kis területeket belterület (Bodony) a hozzá tartozó kertekkel, bányaterület (recski 2. számú akna) és lezárt környéke, valamint a Halastó foglalnak el.

A VIZSGÁLT ELEMEK KIVÁLASZTÁSÁNAK SZEMPONTJAI

A nyomelemek közé, melyek koncentrációja kisebb mint 0.1 tömeg% (< 1000 g/t ill. ppm) sorolható az elemek majd 90%-a. Közéjük tartozik az 5 g/cm³-nél nagyobb sűrűségű nehézfémek többsége is. Atomszámuk 23-32, 40-51, 57-84 és 87-106. Ezek közül különleges érdeklődés csak mintegy 12 elem iránt van. Ezek a Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sn valamint a Zn. Mint potenciális szennyező források a Cd, Hg, Ni és Pb napjainkban különösen kutattak.

A nyomelemek egy része a növények számára, ill. az állati táplálásban nélkülözhetetlen. A növények, különösen a magasabb rendű növények számára akkor tekintünk egy elemet esszenciálisnak, ha hiánya közvetlenül a növény abnormalis növekedését ill. pusztulását okozza, hatása specifikus, más elemmel nem helyettesíthető, adagolásával a hiányjelenség megszüntethető (Kádár, 1991). Az állati táplálásban a nélkülözhetetlenség kritériumai hasonlóképpen fogalmazhatók meg. Egy elem, még ha esszenciális is, egy optimális szint, egy határkoncentráció felett toxikussá válik, sérülést okozhat egy szerv, vagy a növény növekedésében, anyagcseréjében. Létezik egy optimális tápelem koncentráció, mely azonban egyes elemeknél (pl. Mo, B) igen szűk tartományt jelent. A nem esszenciális elemek a kritikus határkoncentráció alatt nem

mutatnak hatást, felette viszont potenciális toxikus hatások nyilvánvaló. Bowen 1966-ban toxikusságuk alapján az alábbiak szerint rangsorolta az elemeket (Csathó, 1994):

- Nagyon toxikus elemek, amelyek a tesztnövényeket már 1 mg/l oldat-koncentráció alatt is károsítják (pl. Ag, Be, Hg, Sn).

- Közepesen toxikusak, amelyek 1-100 mg/l közötti oldat-koncentrációban mutatnak gátlást (pl. As, Cd, Cr, Fe, Mn, Zn).

- Gyengén toxikusak, amelyek még 1800 mg/l oldat-koncentráció felett is csak ritkán mutatnak károsító hatást (pl. Cl, Br, Mg, K).

A talaj-növény rendszer legnagyobb részt kiküszöböli a nagyon toxikus elemek táplálékláncba mérgező mennyiségben való bekerülését. A növényi növekedés leáll ill. erősen lecsökken mielőtt ezek az elemek olyan koncentrációkat elérhetnének a növényi szövetekben amely már mérgezést okozna. Természetesen a talaj oldaláról is számos tényező segíti elő a potenciálisan toxikus elemek immobilizációját, ezért a nehézfémekkel terhelt talajok esetén a még tolerálható határértékek megállapításánál ezeket is figyelembe kell venni (Fiedler, Rösler 1993).

Az általam kutatott területen a talajok fémtartalmának vizsgálatát kilenc elemre (Al, Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) végeztem el. Az elemek kiválasztásában több tényező játszott szerepet.

1. Egyes alapkőzetpusok mállása során már a természetes állapotú talaj is lehet extrém szennyezett (Brümmer et al., 1991). Pl. ultrabázikus kőzeteknél Cr, Ni, különböző palák esetén Cu, Zn, mészkőterületeken Cd felhalmozódása várható. Az első szempont tehát a jellemző alapkőzet (andezit) figyelembe vétele volt. A környéken a réz, cink, ólom, nikkel feldúsulása ismert, így ezen elemek vizsgálatát mindenképpen el kellett végezni.

2. A nehézfémek talajbeli kötődését a talaj vas-, mangán-, és alumínium-oxid tartalma jelentősen befolyásolja. Ez indokolja ezen fémek mennyiségének meghatározását.

3. Az ólom valamint a kadmium mérésére pedig az esetleges antropogén szennyezések kimutatása miatt került sor.

MINTAVÉTELI ÉS ANYAGVIZSGÁLATI MÓDSZEREK

A mintaterület kijelölését követően a talajminták felvétele 1992 nyarán végzett részletes geoökológiai térképezés keretében történt (Mezősi et al., 1993). Mezőgazdaságilag művelt terület talaján végzett nehézfém vizsgálatoknál egy minta körülbelül 13 hektáryi területet reprezentál (Fiedler, Rösler 1993). Erdőterületek talaján ennél nagyobb mintavételi sűrűség követendő. Ennek figyelembe vételével, és a terület heterogenitására tekintettel 150 talajminta vételére került sor. A mintavételi pontok kijelölése részben az egyenletes mintázás (raszter-elv), részben pedig a caténa-elv (Fiedler, Rösler 1993) alapján, azaz a jól szembeötlő domborzati, geomorfológiai, alapkőzet ill. növényzetbeli különbségek figyelembevételével történt. Minden pontból 20-25 cm-enként vettünk kb. egy kg-nyi kevert mintát. A harmadidőszaki üledékkel borított területen 150-200 cm mélységig, a NY-DNY-i, nagyobb reliefenergiájú területen pedig az alapkőzet eléréseig mintáztuk a talajszelvényt, ami helyenként már 30-40 cm-en megtörtént. A mintavételi helyek besűritésére 1994 és 1995 őszén került sor. Ekkor a területen elhelyezkedő potenciális pontszerű szennyezőforrások környékéről célirányos mintavételezés történt. Nem történt mintavétel a lakott- ill. belterületeken, és a recski rézércbányák által elzárt Lahóca-hegyen és környékén. A mintavételi helyek egymástól átlagosan 200-400 m-re vannak.

A talajok pH-jának, hidrolitos aciditásának, szervesanyag tartalmának, nehézfém-tartalmának vizsgálatát a 0-20, ill. a 20-40 cm mélységből vett mintákon végeztem el. Talajszelvények vertikális vizsgálata mutatja (Frühauf, 1992), hogy ez utóbbi mélységből származó talajmintákból a litogén, pedogén eredetű fémtartalom túl már azon erőteljes antropogén szennyezések hatásai is kimutathatók, amelyek a területet érték.

A mintákat a vizsgálatok előtt légszárzóra szárítottam, majd a kömentes mintákat (< 20 mm) porítottam, homogenizáltam, műanyag szitán (lyukbőgés 2 mm) átszitáltam.

A pH (H₂O) meghatározásakor 10 g légszáraz mintához 50 ml desztillált vizet használtam. Mérésük 24 óras állás után elektromos pH-mérővel történt.

A hidrolitos aciditás (y₁ érték) meghatározásához (Buzás, 1993) 40 g talajhoz 100 ml normál kalciumacetátot adtam. 16 órai állás után a talajszüredékből 50 ml-t fenolftalein indikátor jelenlétében n/10 egyes faktorú nátriumhidroxiddal halvány rózsaszínre titáltam. A fogyott nátriumhidroxid ml-einek számából kaptam az 50 g talaj savanyúságát fémjelző y₁ értéket.

A talaj szervesanyag-tartalmának meghatározására 1994 decemberében a tübingeni egyetem földrajz tanszékén nyílt lehetőségem. A várható szervesanyag mennyiségtől függően a felső, humuszban gazdag talajszintből 0.05-0.15 g, a B ill. C szintből maximum 0.5 g mintát mértem be (Beck et al., 1995). A bemért anyag szervesanyag tartalmát káliumdikromáttal kénsavban oxidáltam. Ehhez 15 ml H₂SO₄-et, majd 10 ml K₂Cr₂O₇ oldatot használtam. A mintákat 90 perces 120 °C-os főzés, majd hűtés, centrifugálás után Philips gyártmányú PU 8675 VISible spektrofotométerrel mértem meg. Az adatok kiértékelését az intézet C-Best nevű, e célra kidolgozott programjával végeztem el.

A talaj nehézfém-tartalmának feltárására célunktól függően számos lehetőség kínálkozik. Különböző feltáró oldatokat használva meghatározható a vizoldható (erősen felhígított savak, szobahőmérsékletű víz), a növények által felvehető (EDTA), vagy a talaj összes nehézfém-tartalma (HF feltárás). A talaj jelenlegi veszélyeztetettségének meghatározásához azonban nincs szükség a szilikát vagy más kristályrácsban kötődő nehézfém-tartalom ismeretére, hiszen ezen tartalom csak geológiai idővel számolva kerülhet be az elemkörförgésbe, s ezáltal a táplálékláncba.

Sokkal fontosabb azonban a rövid távon, akár a környezeti feltételek csekély változásával is mobilizálódó elem-tartalom ismerete. Ezen elem-tartalom királyvízzel tárható fel:



A feltáráshoz 65%-os salétomsav és 37%-os sósav 1 : 3.6 arányú keverékét használtam. 2 g talajmintához 5 ml királyvizet adtam, majd az oldatot Gerhardt-Kjeldaltherm típusú 8 helyes zárt rendszerű feltároblokkban 1-2 órán át 120 °C-on főztem. A feltárt oldatot filterpapíron átszűrve desztillált vízzel 250 ml-re hígítottam. A minták egy részét a fent felsorolt elemekre a József Attila Tudományegyetem Szervetlen- és Analitikai Kémiai Tanszékén JY-24 típusú ICP spektroszkópos elemzéssel határozták meg. A minták nagyobb hányadát a Tübingeni Egyetem Földrajz Tanszékének, majd a József Attila Tudományegyetem Természeti Földrajzi Tanszékének Perkin Elmer 3010-es típusú atomabszorpciós spektrométerén határoztam meg. Az utóbbi két mérőssorozat alkalmával az ICP-vel mért mintákból ellenőrző méréseket végeztem, érdemleges eltérést csak a Cd esetben tapasztaltam. Vizsgálataim során ezért a két különböző mérőeszkőzzel készült adatsorozatot a Cd esetében nem kezeltem egységes adatbázisként. A mért értékekből az alábbi korrekció elvégzése után kaptam mg/kg-ban kifejezve a talajban levő nehézfém mennyiségét:

$$X \text{ (mg/kg)} = [(M - B \pm A) \cdot 250] / E, \text{ ahol}$$

X = a mért elem koncentrációja (mg/kg)

M = a műszer által mért érték (mg/l)

B = a vakpróba mért értéke (mg/kg)

A = autonull értéke (mg/kg)

E = bemért talajmennyiség (g)

A 250-es szorzótényező csak 250 ml-re való hígítás esetén értendő.

A talaj agyagásvány összetételének vizsgálatát két szelvény esetében végeztem el. A méréseket a József Attila Tudományegyetem Ásványtani, Geokémiai és Közettani Tanszékén végezték el. A vizsgálat előtt a mintákat frakcionáltam, majd röntgen diffrakcióval a különböző frakciók agyagásvány összetételére kvalitatív meghatározást végeztem. Ezt követően annak kiderítésére, hogy egyes frakciókban mely elem dúsulása jelentkezik, röntgen fluoreszcens analízist végeztünk. A mérések DRON 4 típusú röntgen diffrakció méterrel készültek.

A VIZSGÁLAT MENETE

Napjainkban a természeti földrajzi kutatások fejlődésével a leíró módszerekkel szemben mindinkább felmerül az igény a vizsgált folyamatok terepi mérésekkel történő regisztrálására, a mért értékek alapján a jelenség modellezésére (részletes geookológiai felmérések, tájháztartás, tájpotenciál vizsgálatok, talajerózió, szclerózió és egyéb talajdegradációk modellezése stb.), s a ráható tényezők egzakt meghatározására. Erre ma már számtalan lehetőség kínálkozik: egyszerű modell alkotó programok, komplex feldolgozást kínáló FIR-ek, s nem utolsósorban az egy és több változós statisztikai módszerek (Mather, 1976).

A talajban levő nehézfémek ökológiai szerepe napjainkban egyre nő. Környezetünk átfogó vizsgálatához, egy terület geookológiai értékeléséhez, a tájháztartás feltárásához mindinkább szükségessé válik a talaj mikroelem tartalmának, valamint az ezek környezetbe jutását befolyásoló paramétereknek, a talaj puffer kapacitásának az ismerete (Marks et al. 1989). A nehézfémek talajbeli koncentrációjának meghatározása önmagában nem elég a környezetben betöltött szerepük pontos megítéléséhez. Ahhoz azonban, hogy ne csak az esetleges magasabb értékek regisztrálására, hanem a térbeli változás, valamint a fémtartalom egymásközi, s más tájalkotó tényezőkkel való kapcsolatának feltárására is lehetőség nyíljon, nagy gondot kell fordítani a talajvizsgálatra szánt mintavételi helyek kijelölésére, a kellő mintavételi sűrűsége.

A talaj nehézfém-tartalmának térbeli változási törvényszerűségeinek feltárásához mindenekelőtt a valóságnak leginkább megfelelő, a fémeloszlást és más mért talajtani paramétereket tartalmazó térképeket kell elkészíteni. Ezek elemzésével már az alapösszefüggések feltárhatók. A térképek szerkesztéséhez a lineáris krigeles módszeret alkalmaztam, amelyhez a szükséges kiegészítő adatokat (hatástávolság, röghatás) félvariogram vizsgálattal határoztam meg.

A kapott térképeken a terület talajra nézve potenciális nehézfém-szennyező forrásai csak 1 - 2 mintavételi hellyel szerepelnek, hatásukról ilyen méretarányban nem sok mondható. Esetleges szennyezésük pontosabb megismerése céljából környezetük talajának részletesebb elemzése mindenképpen szükséges. Ezért végeztem el a területen levő egyik meddőhányónak, valamint Bodony kommunális személtelakó telepének a talaj nehézfém-tartalmára vonatkozó hatásértékelését.

A vizsgált változók kapcsolatrendszerének, térbeli együttváltozásuknak egzakt feltárására geostatisztikai módszerek alkalmazása célravezető (Reiche, 1985; Harres, Sauervein, 1994; Kuzel et al., 1994; Tao, 1995). Az eloszlás vizsgálatokkal információt kapunk változóink értékviszonyainak egységességéről, az adatbázis további statisztikai vizsgálatra (pl. faktor analízis, korreláció analízis) való alkalmasságáról. A korreláció analízis segítségével áttekinthetővé válik a vizsgált numerikus paraméterek tértől független kapcsolatrendszere (korrelációs profil), míg a faktor analízis alkalmazásával már a különböző változócsoportok kialakulását, azok hasonló térbeli változását eredményező folyamatokra következtethetünk.

Megfelelően kiválasztott változócsoport figyelembevételével elvégezve a terület mintavételi helyeinek csoportosítását (cluster analízis) a vizsgált terület új térbeli felosztását kapjuk. A csoportosítás tesztelésére diszkriminancia analízist alkalmazva nemcsak a mintavételi helyek csoportokba sorolásának eredményességéről, hanem a kapott csoportok közti főbb különbségekről is tájékozódhatunk. A kapott cluster térképet a feltérképezett többi tájalkotó tényező térképével összevetve a döntő különbségek táji eredői is megtalálhatók.

A talaj fém-tartalmának, térbeli változási törvényszerűségeinek feltárását követően ökológiai jelentőségük teljesebb megismerése érdekében a talaj egyéb paramétereinek kombinációjaként előálló pufferkapacitási térképeket is el kell készíteni. Ezeket a fenti vizsgálati sorral nyert eredményekkel összevetve az egyes nehézfémek tájháztartásban betöltött szerepéről további fontos információk nyerhetők, a területet érintő későbbi társadalmi döntések megalapozhatók.

EREDMÉNYEK ÖSSZEFOGLALÁSA

1. A NEHÉZFÉM-KONCENTRÁCIÓ, pH, SZERVESANYAG TARTALOM ÉS KÖTÖTTSÉG TÉRBELI VÁLTOZÁSA

A nehézfém-tartalom térbeli változásának vizsgálatához fontos feltétel a valóságot leginkább tükröző térképi megjelenítés. Feladat, a mintavételi helyek közti területekre a legvalószínűbb paraméter értékeket megadni. Ehhez számos térképező, azaz interpolációs eljárás ismert. Ezek matematikailag abban közösek, hogy valamely ismeretlen pont értékének becslésére az ismert pontokban felvett értékek különböző súlyozását használják. A környezetkutatás során felvett adatokból készülő térképeknél azonban fontos szempont, hogy az ismeretlen pontokra történő becslésnél azon mintavételi pontok értékeit használjuk, amelyek velük feltételezhető kapcsolatban állnak. Ehhez eredményesen alkalmazhatók a különböző krigelési eljárások (Baksa et al. 1983; Nipper, 1991; Streit, 1991), köztük a lineáris pontkrigelés (Steiner, 1990). Krigelés segítségével meghatározható egy pont legvalószínűbb értéke oly módon, hogy az ismert pontok értékeinek súlyozott átlagát képezzük, ahol a becslés során használt súlyokat variogram analízissel határozzuk meg (Pohlmann, 1993; Tao, 1995).

A területen részletesen vizsgált minden elem, valamint a pH, kötöttség és a szerves anyag esetében (minden irányban egyenletes változást, izotrópiát feltételezve) elkészítettem a (Matheron, vagy Cressie-Howkins féle) tapasztalati félvariogramokat (Cressie, Howkins 1980), majd ezekre elméleti (szférikus vagy Gauss féle) félvariogramot illeszttem. A kapott hatástávolságok a 0-20 cm-es talajszintben 1000 és 1900 m között változtak, a 20-40 cm-es mélységből származó mintáknál pedig 500 m és 1350 m között. Különösen szembevetendő a változékonyság növekedése a mélységgel a Mn (1480 m - 660 m), a Cu (1632 m - 645 m), a Pb (1914 m - 780 m) és a Fe (1219 m - 640 m) esetében. A talaj szervesanyag tartalma, valamint a pH értékek nagy változékonyságot mutatnak, a pH esetében 460 m, a C_{org} esetében pedig 150 m a hatástávolság. A hatástávolságok vizsgálatát követően fontos információhoz jutunk a mintavételi sűrűséget illetően is. A fél-variogram ugyanis azt mondja meg számunkra, hogy egy adott mintavételi ponttól távolodva annak hatása milyen mértékben csökken és milyen távolságban tűnik el teljesen. Ebből következik, hogy mivel hatástávolságon túl nem szabad extrapolálni, kellő pontossággal térkép sem készíthető az adott változóról. Ebben az esetben sűríteni kell a mintavételi helyeket. Esetünkben a mintavételi sűrűségről elmondható, hogy a talaj fém-tartalma, valamint a pH tekintetében mindkét mintavételi mélységben elegendő a mintavételi helyek távolsága, a talaj szervesanyag tartalma esetében a kapott hatástávolságok kisebbek a mintavételi távolságoknál. Ez utóbbi esetében tehát a kapott térkép fenntartásokkal kezelendő.

A félvariogram vizsgálatokat követően, a kapott adatok (hatástávolság, illeszthető elméleti félvariogram modellje, röghatás) ismeretében elkészítettem a területről a talaj egyes fém-tartalmának, valamint pH-jának krigelt térképét, lineáris krigelés módszerét alkalmazva. A nagy változékonyságot mutató szervesanyag tartalom esetében a lineáris krigelés a kis hatástávolság miatt nem vezetett eredményre, itt az inverz távolság módszerével készült a térkép.

A mért pH értékekből kapott tapasztalati félvariogramra Gauss - féle elméleti félvariogram ($r=0.803$) illeszthető. A kapott hatástávolság 450 méter. A krigelt térkép elkészítését követően elmondható, hogy a terület talajának kémhatása igen tág határok között változik. A Galyatető irányában 4.5 - 5, míg a Hereng-hegy, Szeles-hegy területén 7.5 - 8 a mért pH érték. A Lahóca-hegy irányába felfutó lejtőoldalak talajainak pH értékei 5 - 5.5 között változnak. A fő különbség a különböző kémhatású területeken a területhasznosításban van. Az alacsonyabb pH-jú talajokon erdőgazdálkodás, míg a semleges ill. lúgos kémhatású területeken mezőgazdasági művelés folyik.

A szervesanyag tartalom esetén a Matheron-féle tapasztalati félvariogram 1-es lépésköz esetén igen nagy varianciát mutat. Szembetűnő a félvariogram degressziós jellege, ami már magában is arra utal, hogy a mintavételi távolság meghaladja a hatástávolságot. A lépésköz csökkentésével a degressziós jelleg eltűnik. Ekkor egy összetett tapasztalati félvariogramot kapunk, amely már nem a szervesanyag tartalom kis léptékű

változékonyságát, hanem a nagy léptékű változásokat mutatja. Legmagasabb értékek (5%) a Nagy-Hosszú-bérc erdővel borított területén, a legalacsonyabbak pedig a mezőgazdaságilag művelt területeken, a település, ill. a környékbeli házikertek, valamint a bányaterületeken mért értékek.

Egyes nehézfémek, különösen a Cu és a Zn, talajbeli viselkedését érzékenyen befolyásolhatja a talaj **kötöttsége**, fizikai minősége. A mintaterületen a fizikai talajféleség területi eloszlását tekintve leginkább a vályog, agyagos vályog talajok dominálnak. Agyag fizikai minőséget a Nyárjas és Nagy-szél területén találunk. A mért kötöttségi értékekből kapott tapasztalati félvariogramra Gauss-féle elméleti félvariogram illeszthető. A kapott hatástávolság 230 m, a mintavételi távolságot megközelíti.

A terület átlagos **mangán** tartalma 0-20 cm-es talajszintben 1820.0 ppm, 20-40 cm-en pedig 901.84 ppm. Magasabb értékei mind a feltalajban (0 - 20 cm), mind pedig a 20 - 40 cm-es mélységben a terület Dny-i részére esnek. Itt mindkét talajszintben előfordultak 2500-3000 ppm körüli értékek. A mezőgazdaságilag művelt területeken azonban a mért koncentrációk rendre a 500 - 1000 ppm-es tartományba estek.

A mintaterületen mért átlagos **alumínium** koncentráció 21451.31 ppm (11. táblázat). Kimagasló értékek (25000-35000 ppm) a D-Dny-i részeken tapasztalhatók: Köves-órom, Nagy-Hosszú-bérc, Kő-határ, Jerke-part).

Az átlagos **vas** koncentráció a 0-20 cm-es talajszintben 19975.0 ppm, 20-40 cm-en pedig 25273.0 ppm. Mind a 0-20 cm-es, mind pedig a 20-40 cm-es mélységben magasabb Fe tartalom a Galyatető felé emelkedő, a vízgyűjtő Dny-i részén elhelyezkedő, erdővel borított részeken tapasztalható. A Fe oxid formában néhány, főként hidromorf talajok szelvényében felhalmozódhat (pl. rozsdafoltok, vaskonkréciók). Ezzel magyarázhatók azon, csak a mélyebb, 20-40 cm-es mélységben tapasztalt további magasabb értékek (30000-40000 ppm), amelyek a vízgyűjtő három kis vízfolyása (Baláta-patak, Pap-berki-patak, Bükk-pataka) melletti nedves rétek, kaszálók (pl. Szégyenküti-legelő) területéről származnak. A Fe-oxidok a Cd, Co, Zn, Ni, Cu talajbeli megkötésében jelentős szerepet játszanak.

Az **ólom** átlagos koncentrációja 0-20 cm-es mélységben 29.78 ppm, 20-40 cm-en pedig 18.32 ppm. Legnagyobb koncentrációban a Köves-órom, Gulyásvár, Bodony település és környékén (Kopasz-hegy), valamint a recski 2. számú akna környéki területek talajaiban fordul elő (> 50 ppm). Ezen értékek meghaladják a talaj ólomtartalmára vonatkozó átlagértékeket (0.1 - 20), az egészségügyi határt azonban még nem érik el (100 ppm). Az ólom talajbeli megkötésében a Al-, Fe- és Mn-oxidok jelentős szerepet játszanak. Nem véletlen tehát, hogy az első három felhalmozódási területen a Fe, valamint a Mn koncentráció is kiütő értékeket mutat.

A mintaterület talajának átlagos **kobalt** koncentrációja a 0-20 cm-es szintben 13.43 ppm, 20-40 cm-en pedig 11.9 ppm. A tolerálható értéket nem haladja meg. A kobalt a talajban elsősorban a Fe- és Mn-oxidokhoz kötődik, különösen a Mn-oxid erősen kobalt akkumuláló. Ezt alátámasztja, hogy a magas mangán koncentrációjú területeken kivétel nélkül magas kobalt koncentráció (> 20 ppm) is jelentkezik (Köves-órom, Nagy-Hosszú-bérc, Gulyás-vár, Kopasz-hegy, Lapos). A kobalt magas koncentrációt mutat a Szeles-hegy, s tőle Ny-ra elhelyezkedő területen is. Itt helyezkedik el a recski rézércbánya néhány meddőhányója, mely ezen elem itteni lokális feldúsulását okozhatja.

A terület talajára jellemző átlagos **kadmium** koncentráció 2.22 ppm, meglehetősen magas, az egészségügyi határértéket megközelíti. A legmagasabb értékek a terület Dny-i részén, a Galyatető felé emelkedő hegyszőlő talajvastagságú, tehát döntően alapkőzetbeli hatásokat tükröző talajában mérhetők. A kadmium a cinkkel szoros kémiai rokonságban áll, így a Zn/Cd aránya a kőzetekben, valamint a talajokban relatív állandó (talajokban kb. 100) (Scheffer, Schachtschabel 1989). Hasonló talajbeli viselkedésüket a kapott hatástávolságok hasonlósága, valamint a területről készült térképek is alátámasztják. Nagyobb koncentrációban a Galyatető oldalában (Cd: 4.5 - 5.5 ppm) Kő-határ, Hunok sírja, Nagy szél, Jerke-part, Szeles-hegy, s az attól Ny-ra eső területeken fordulnak elő. Feltűnő ezen elemek eloszlásának a terület domborzati, valamint geológiai térképével való hasonlósága. A Galyatető valamint környékének (Kő-határ, Hunok sírja) alapkőzete andezit, andezit tufa, melyben a fenti elemek helyi feldúsulása ismert. Ebből származtatható tehát az itt mért Cd és Zn kimagasló, s a Cd esetében helyenként még az egészségügyi határt (3 ppm) is meghaladó értéke.

A mintaterület talajának átlagos **cink** koncentrációja 64.4 ppm. A legmagasabb értékek a Cd feldúsulási területekkel egyezően a vízgyűjtőterület Dny-i részén találhatók. Itt előfordul a 100-110 ppm koncentráció is.

A **nikkel** átlagos koncentrációja a 0-20 cm-es talajszintben 24.76 ppm, 20-40 cm-en 24.21 ppm. Legmagasabb koncentrációban (45 - 50 ppm) a Hosszú-bérc, Kő-hegy, Kecske-bérc, Nagy szél területeken fordul elő.

A mintaterület talajában 0-20 cm-en az átlagos **réz**tartalom 10.98 ppm, 20-40 cm-es talajszintben pedig 14.08 ppm. Kimagasló értékei a 20-40 cm-es mélységben a Pecek-hegy, Hunok sírja és a Jerke-part, Lahóca-hegy környékéhez köthetők (30 - 40 ppm). A felső talajszintben azonban csak Jerke-part (Recski rézércbányák 2. sz. aknája) környékén figyelhető meg a környezeténél magasabb érték. A két térkép összehasonlításával már e vizsgálati szinten is feltételezhető, hogy a Jerke-parti akkumuláció külső antropogén beavatkozás eredménye, míg a többi, főként az alsóbb talajszintekben jelentkezők geogén eredetűek. Megfigyelhető továbbá, hogy a fenti két fém (Ni, Cu) térbeli eloszlása semmilyen más térképezett talaj, vagy tájalkotóval nem mutat hasonlóságot. Talajbeli viselkedésük, más tájalkotó tényezővel való kapcsolatuk tehát ezen a szinten nem magyarázható.

2. A TALAJ NEHÉZFÉM TARTALMÁNAK VÁLTOZÁSA A TERÜLET K-NY-I METSZETÉBEN

A vizsgált vízgyűjtőterület K-Ny irányban erősen megnyúlt, s ebből kifolyólag mind a domborzati, közzetani, talajtani, mind pedig a területhasznosítási paraméterek változása K - Ny, ill. EK - DNy dominanciájú. Ezért célszerű megvizsgálni a fémkoncentrációk változását is a terület hasonló irányú metszetében.

A talaj nehézfém tartalmának, valamint a mintavételi helyek tengerszint feletti magasságának kapcsolatát több szerző is vizsgálta. A meglévő kapcsolat magyarázata azonban minden esetben csak egy harmadik tényező, egy háttérváltozó közbeiktatásával adható meg. Schenk et al. (1993) például azért talált szignifikáns kapcsolatot mintavételi helyei és a tengerszint feletti magasságok között, mert a különböző magasságból vett talajmintákat a mintaterületet gyakorta érő Rajna elöntések különböző gyakorisággal, vagy esetleg egyáltalán nem érték.

Esetünkben a 20-40 cm-es talajszintben mért Zn, Cd és Pb értékek térbeli változását mutató diagramokat a domborzati keresztmetszettel összevetve szemmel látható a közöttük levő szoros kapcsolat. A területen a domborzat, s ezáltal a tengerszint feletti magasság is szoros kapcsolatot mutat az alapkőzettel. Így a fenti fémek talajbeli változásának a domborzattal szinte párhuzamos futása is csak ezen harmadik tényező, a numerikusan nem jellemezhető alapkőzet figyelembe vételével magyarázható. A vízfolyások völgyeiben alacsonyabb, míg a vízválasztó gerinc irányába növekvő fém tartalom értékeket tapasztaltam. Különösen szembetűnő ez a terület DNy-i részén, ahol a legnagyobb a terület relief energiája (Galyatetőn húzódik a vízválasztó), a Pecek-hegy (367 m tszf.) valamint a Kecskebérc (340 m tszf.) területén. A fent említett területek talajai andeziten ill. annak tufáin képződtek, továbbá a nagyobb lejtőszög miatt a talajvastagság lényegesen kisebb (a Galyatető oldalán néhol alig 30 - 40 cm), mint a medencékben. Ezeken a túlnyomórészt litomorf talajokon sokkal inkább érvényesül tehát az alapkőzet hatása a fém tartalomra.

A terület K-i részén tapasztalható nagyobb fém koncentráció és a domborzat, valamint az alapkőzet közti összefüggést már számos egyéb tényező módosítja. A környezetéből kiemelkedő Jerke-part (250 m tszf.), valamint alapkőzete (andezit) itt is befolyással van a fémkoncentrációra. A mintaterület ezen részén található azonban a recski rézércbányához tartozó 2. számú akna, ennek meddőhányója, valamint egy szennyvíz ülepítő is. Ezek minden bizonnyal hatással vannak közvetlen környezetük talajára, aminek kimutatására a meddőhányók mellett feltárt talajszelvények vertikális fémeloszlását részletesen vizsgáltam (lásd később).

A nehézfém tartalom K-Ny-i szelvény menti változását a területhasznosítással, s genetikai talajtípus változásával is összevettem. Mivel a mintaterület jellemző talajtípusát (agyagbemosódásos barna erdőtalaj)

csak kis foltokban szakítja meg a metszet mentén más talajtípus, a kapcsolat nehezen feltárható. A területhasznosítással való összefüggéseket későbbi fejezetben tárgyalom.

A feltalajbeli (0-20 cm) és az alsóbb, 20-40 cm-es talajszint nehézfém-tartalma a vizgújtóterület K-Ny-i metszete mentén hasonlóan változik. Példaként a Pb és a Cu koncentráció változását emeltem ki. Mindkét esetben a fém-tartalom változásának futása hasonló a két vizsgált szintben. Azonos helyeken jelentkeznek maximumaik, minimumaik. A Cu esetében a maximumok markánsabban jelentkeznek a 20-40 cm-es talajszintben, a 0-20 cm-en mért értékekben már az alapkőzet hatását elmosó pedogén folyamatok hatása is közrejátszik. Az ólom értékek esetében éppen fordított tendencia tapasztalható. A 0-20 cm-es szintben magasabbra szöknek, bár még így is a tolerálható szint alatt maradnak a mért koncentrációk. A felső talajszint magasabb ólom-tartalma kis mértékű antropogén szennyezés eshetőségét veti fel. Mivel a terület közútjain az autóforgalom rendkívül csekély (Bodony község, az egyetlen település végfalu, átmenő forgalma nincs), így ennek feltételezhető forrása a közeli parádsasvári üveggyár (ólomkristály) lehet. Üveggyárak környékén a talaj és a természetes vizek szálló porból származó Pb terhelésre több esetben hivatkoznak. Ruppert és Jonek (1988) szerint az üveggyárak 5 km-es környezetében a talaj ólom-tartalma akár 5-6-szorosára is nőhet. Kovács et al. (1986) több más nagyüzemmel együtt az ajkai üveggyár légszennyező hatását mutatták ki a város szálló porából. Az összefüggés pontos kiderítésére a mintaterületen kívül eső üveggyár közvetlen környékének talajvizsgálata is szükséges.

3. A TALAJ NEHÉZFÉM-TARTALMÁNAK VÁLTOZÁSA A TERÜLETHASZNOSÍTÁS SZERINT

A talaj fém-tartalma és a területhasznosítás közti kapcsolat már több vizsgálat során bebizonyosodott (Reiche 1985, 1992). Ezekben megfigyelhető, hogy a magasabb átlagértékek az erdő és a szántó területek között oszlanak meg. A rét, legelő területeken általában alacsonyabb értékek tapasztalhatók.

A vizsgált területen mindkét vizsgált talajszintben a fémkoncentrációk átlagértékei (a Ni kivételével), valamint a mért maximális értékek is az erdő területeken a legmagasabbak. A szántó területek talajának felső 30 - 40 cm-re évről-évre át van forgatva, ami a nehézfém-tartalom felhígulásához vezet. E területeken 150 cm-en még sosem értük el az alapkőzetet, így a litogén eredetű fém-tartalom a mintavételi mélységben már a talajképző folyamatok által jelentősen átalakítva jelentkezik. Az alacsonyabb értékeket magyarázza az is, hogy a mezőgazdasági művelés során a területen a talaj felső szintjének nehézfém-tartalmát esetleg növelő növényvédőszerkelet és műtrágyákat nem alkalmaztak. A legelők, rétek esetében a litogén eredetű fém-tartalommal a mintavételi mélységekben szintén csak a talajképző folyamatok által átalakított formában kell számolnunk. Az esetlegesen száraz vagy nedves ülepedéssel érkező antropogén szennyezést az állandó növénytakaró megszüri.

4. A TERÜLET POTENCIÁLIS SZENNYEZŐFORRÁSAINAK HATÁSÉRTÉKELÉSE

A vizsgált területen a talaj nehézfém-tartalma szempontjából két potenciális szennyezőforrás található. Ezek hatásvizsgálatát a környezetükből részletesebben gyűjtött talajminták ill. részletesen mintázott talajszelvények segítségével végeztem el.

4.1. MEDDŐHÁNYOK

A bányászattól származó érc- és kőzet-hányók környezetük talaja szempontjából jelentős nyomelem forrást jelentenek (Fiedler, Rösler 1993). A többnyire durva törmelékből álló hányótest belsejében a csapadék (főként az alacsonyabb kémhatású csapadék) hatására oldási folyamatok kezdődnek, s a hányóból elszivárgó vizekben relatív magas fém-tartalom mérhető. A folyamat redukálása, lassítása a meddő anyagához való mészkeveréssel mozdítható elő.

A mintaterületen a recki rézércbányák több kisebb meddőhányója található. Közvetlen környezetének talajára ezek közül egy hatásvizsgálatát végeztem el. A meddőhányó egy 200 méter hosszú lejtő felső részén található, ami a szivárgó vizek útját erősen befolyásolja. A meddőhányótól a völgy irányában egymástól 50 méter távolságra három talajszelvény részletes nehézfém vizsgálatát végeztem el. A szelvények és környezetük jellemző talajtípusa rozsdabarna erdőtalaj, növényzete fiatalos lombdó, a mintavételezés az alapkőzet eléréséig 5 cm-enként történt, a 25-ös jelű szelvény esetében 75, a 26-os esetében 70, a 27-esnél pedig 55 cm-es mélységig. A mintákon vertikálisan a szervesanyag tartalom, pH, Cd, Cu, Co, Al, Fe, Mn, Ni, Zn, Pb vizsgálatát végeztem el.

A talaj fémtartalmának szelvény menti vizsgálatához elkészítettem a vertikális változást szemléltető szalagdiagramokat. Már ezek vizsgálatakor kiderült, hogy a fémek egy részénél (pl. Cd, Zn) a szelvény felső részében található egy akkumulációs zóna, egy részénél ez az alsó és felső talajszintekben is jelentkezik (pl. Ni, Cu), egy részénél pedig (pl. Co) csak az alsó szintekben tapasztalható. A vas és alumínium esetében a fenti tendenciák csak elmosódottan jelentkeznek. A vas esetében az alsóbb szintekben (45 cm<), az alumínium esetében pedig a 0 - 20 és a 45 cm alatti szintekben figyelhető meg természetesen nem az antropogén beavatkozás, hanem a különböző talajképző folyamatok által meghatározott akkumuláció. A mangán mindhárom szelvény esetében a 20 - 45 cm-es tartományban dúsul. Az ólom szelvény menti változásában semmi törvényszerűség nem tapasztalható, a fémtartalom kis ingadozással a szelvény mentén egyenletesen oszlik meg.

Az akkumulációs zóna elhelyezkedéséből következtetni lehet a kimagasló fémtartalom eredetére, okára. A feltalajban tapasztalt akkumuláció rendszerint antropogén eredetű, melyben a felszíni és a felszínhez közeli humuszban gazdag rétegeknek különösen nagy szerepe van. A kívülről érkező fémtartalom egy része (különösen a szervesanyaghoz kötődő elemek: Zn, Pb) már itt fixálódik. A területre azonban a nedves és száraz üledéssel érkező nehézfém-tartalom nem számottevő. Így tehát, míg az alsó szintekben a kimagasló nehézfém értékért az alapkőzet, addig a felső talajszintekben a szóba jöhető egyetlen antropogén forrás, a meddőhányóból kimosódó fém-tartalom a felelős.

A szelvényekben a fém-tartalom változási törvényszerűségeinek feltárása céljából elkészítettem minden fém, és mindhárom szelvény esetében a tapasztalati félvariogramokat. A fél-variogramok kevés kivétellel erős trendhatást mutattak, így az elméleti fél-variogramok illesztését csak a trendek leválasztása után kíséreltem meg. A leválasztott trendek elsősorban másod- és elsőfokú, néhány esetben elsőfokú logaritmikus trendek voltak.

A trendek leválasztása után a tapasztalati félvariogramokat elméleti félvariogramokkal közelítettem. Néhány kivételtől eltekintve a tapasztalati fél-variogramok Gauss-féle elméleti fél-variogrammal voltak közelíthetők.

A talaj fém-tartalmának vertikális változásakor a hatástávolságok 15 - 30 cm között mozognak. A meddőhányóból a szivárgó vizek által lehozott ill. a csapadékvízzel lemosott fém-tartalom többlet tehát a felső talajszintekben is akkumulációt mutató Zn esetében 23, a Cu esetén 18 - 23, a Ni esetében pedig 18 cm mélységig érezteti hatását. A szervesanyag tartalom esetében a vártak megfelelően a felső talajszintekben tapasztalhatók a magasabb értékek (5 - 8 %), a hatástávolság 15 - 27 cm. A pH mind a felső, mind pedig az alsó talajszintben magasabb értékeket mutat (6.5 - 7), míg a 30 - 50 cm között található mindhárom szelvény esetében egy savasabb kémhatású tartomány 5 - 5.5 közötti pH-val. A hatástávolság az összes változó közül a pH-nál a legnagyobb: 33 - 34 cm.

A szelvények fém-tartalmát a légszárak talajra megállapított határértékekkel (Kloke, 1980) összevetve megállapítható, hogy a bár a feldúsulási szintekben a fém-tartalom több esetben meghaladja a talajra jellemző átlagos értéktartományt, az egészségügyi határértéket (100 ppm) csak egy fém, a réz feltalajban (0 - 2 cm) mért mennyisége (91 ppm) közelítette meg.

A talajbéli nehézfémek többsége a fentebb leírtak szerint gyakran kötődnek agyagásványokhoz. Andersson vizsgálatai szerint (Andersson, 1977) a nehézfémek agyagásványokhoz kötődésében az alábbi sorrend állítható fel:



Ezen sorrend és a fenti fémek ionátmérője között erős kapcsolat fedezhető fel. Míg a kis ionátmérőjű Cr, Co, Ni gyakran fordul elő az agyagásványok oktaéderes pozícióiban, addig a nagy ionátmérővel rendelkező Cd és Pb nagyon ritkán. A nehézfémek agyagásványokhoz kötődését azonban az agyagásvány minősége is befolyásolja. A kaolinit kation kicserélő kapacitása csupán 3 me/100 g, míg a vermikulit 200, a montmorillonit Cu^{2+} -, Zn^{2+} - és Pb^{2+} kicserélő kapacitása pedig 5 - 6 szorosa a kaolinitének (Reiche, 1985). Az egyes nehézfémek változó erősséggel kapcsolódhatnak a különböző agyagásványokhoz (Reiche, 1985):

montmorillonit $\text{Pb} > \text{Cu} > \text{Cd} > \text{Zn}$

kaolinit $\text{Pb} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Cd}$.

Az irodalmi adatoknak azonban sokszor ellentmondó vizsgálati eredmények is születnek. A nehézfémek talajbeli eloszlása gyakran nagyon gyenge korrelációt mutat az agyagásvány tartalommal (Schenk et al. 1993). A talaj kémhatásától függően kötődésükben más talajalkotók (szervesanyag tartalom, Fe- Mn-oxidok) játszzák a döntő szerepet. Gyengén savas, ill. savas pH viszonyok között pl. a Cu és Pb megkötésében a szervesanyag tartalom sokkal nagyobb szerepet játszik, mint az ásványos talaj alkotók (Reiche, 1993).

Két szelvényből (25 és 27-es számú) azonos mintavételi beosztás mellett röntgen diffrakciós vizsgálat készült a talaj ásványos összetételének szelvény menti követése céljából. A szelvények mentén 5 cm-enként felvéve a röntgen spektrumot a talaj fő ásványos összetételében (kvarc, földpát, kaolinit, illit, montmorillonit) szignifikáns mennyiségi és minőségi változást nem tapasztaltam. Így a nehézfémek szelvény menti változékonysága nem az agyag mennyiségével magyarázható.

Mivel feltételezhető, hogy a nehézfémek akkumulációja kapcsolatban van az ásványos alkotók szem nagyságával, kevert mintavétel után a különböző szemcse nagyságú frakciókból röntgen diffrakciós és röntgen fluoreszcens vizsgálatok is készültek. A 2 - 5, 5 - 10, 10 - 20 mm-es frakciók felvételein látszik, hogy ezen méret tartományokban a talaj legfontosabb ásványos alkotói kvarc és földpát. A szem nagyság csökkenésével a jellegzetes röntgen csúcsok intenzitása is csökken, jelezve az adott ásvány mennyiségének csökkenését. Egyre finomabb frakciót vizsgálva különböző filloszilikátok csúcshintenzitái növekednek. A 2 mikronnál finomabb frakció részletes vizsgálata során ülepített, majd glikollal duzzasztott preparátumokat vizsgáltunk. Ez alapján a vizsgált talajszelvényekben kaolinit és illit - montmorillonit kevert szerkezetű agyagásványok, valamint klorit található. A maximális intenzitású csúcsok összehasonlítása alapján valószínű, hogy a kaolinit a legfontosabb rétegszilikát, míg a klorit alárendelt szerepet játszik.

A kvalitatív (szemikvantitatív) RFA felvétel kiértékelése azt mutatja, hogy a mérési tartományba eső nehézfémek (Fe, Mn, Ni, Cu, Zn) koncentrációja 5 mikronig lényegesen nem változik, tehát dúsulásuk nem a 2 mikronnál finomabb agyagszemcsékhez kötődik. Ez összhangban van azzal a korábbi megállapítással, miszerint az agyagfrakciót elsősorban a kis kation kicserélő képességű kaolinit alkotja. A Fe, Ni, Cu, Zn mennyisége jelentősen csökken az 5 - 10 mm-es frakcióban, majd a vasé a 10 - 20 mm-esben tovább is. A 20 mikronnál durvabb frakcióban mindkét vizsgált szelvényben jelentősen nőtt a Mn koncentrációja, s egyikben a vasé és a nikkelé is. Ez arra utal, hogy ezen fémek elsősorban a durvabb frakcióban dúsulnak. A Rosenkranz által az antropogén - litogén elemtartalom elkülönítésére javasolt FF feldúsulási faktor értéke (Rosenkranz et al. 1991) a szelvény egészéből vett kevert minták esetén 1 körüli (Ni), vagy 1-nél kisebb (Cu, Zn). Ez a szelvény egészére nézve azt jelenti, hogy a talajképző folyamatok hatására a talaj nehézfém tartalma nem változott, a fém tartalom döntően alapközet eredetű. A kevert mintavételből adódóan azonban az egyes talajszintekben tapasztalt különbségek elmosódtak, a kapott eredmény nem tekinthető tehát a szelvény felső, szennyezett szintjeire is érvényesnek.

Összegezve elmondható, hogy a meddőhányó alatti szelvényekben a feltalaj megnövekedett fém tartalma a hányóból leszivárgó vizekből származik. Ennek hatása nehézfémektől függően, de

átlagosan kb. 20 cm-es mélységig érezhető. A fémtartalom megkötésében nem a talaj agyagásvány tartalma, hanem a szervesanyag és Fe-, Mn- valamint Al-oxid tartalom játszik döntő szerepet.

4.2. HÁZTARTÁSI SZEMÉTLERAKÓ TELEP

A terület másik, talajra nézve potenciális szennyezőforrása Bodony háztartási szemétkerakó telepe. A háztartási hulladék nehézfém tartalmát számos, különböző területről származó, különböző összetételű hulladéktest esetén is vizsgálták (Fiedler, Rösler 1993). Valamennyi eredmény megegyezik abban, hogy bár a hulladéktest nehézfém tartalma relatív magas, az abból elszivárgó vizek fém tartalma alacsony. Annak fémkoncentrációja többnyire csak mg/l-ben mérhető. Az alacsony oldhatóság oka valószínűleg a hulladéktest belsejében uralkodó (semleges, ill. gyengén bázikus) pH- és (többnyire negatív) redoxviszonyokkal magyarázható.

A mintaterületen a szemétkerakót morfológiailag nem szerencsés helyen, egy egyre inkább bevágódó völgykezdemény völgyfőjébe telepítették. Így a nagyobb esőzések alkalmával a szemétkerakóból a csapadékvizvel az oldott, s sok esetben nem csak az oldott anyagok jelentős távolságig eljuthatnak. Ezen, a szemétkerakóból a csapadék és szivárgó vizeket elvezető völgykezdemény időszakosan elöntött medréből a szemétkerakótól távolodva három helyen, egymástól mintegy 50 méterre vettem talajmintát. Mintavétel két mélységben, 0 - 20 és 20 - 40 cm-en történt. A mintákból a fém tartalmat (Cd, Co, Cu, Ni, Mn, Pb, Zn, Al, Fe) meghatározva a fentiekkel összefüggésben megállapítható, hogy a megengedett határértékeket egyik minta sem lépi át. A légszáraz talajra megállapított átlagértéket pedig, bár csak kis mértékben, a Zn, Pb és a Co tartalom haladja meg. A háztartási szemétkerakó tehát környezetének talajára a nehézfém akkumuláció szempontjából veszélyt nem jelent.

5. EGYES NEHÉZFÉMEK ÉS MÁS MÉRTE TALAJPARAMÉTEREK TÉRBELI KAPCSOLATRENDSZERE

5.1 A VIZSGÁLT PARAMÉTEREK ELOSZLÁS VIZSGÁLATA

A korábbi fejezetben az előállított térképek kapcsán már fény derült néhány, a nehézfémek egymásközi illetve más térképezett tájalkotó tényezővel való kapcsolatára. Ezen állítások azonban csak a térképek megfigyelésén, elemzésén, összehasonlításán alapultak. Felmerül a kérdés tehát, hogyan lehetne a térbeli változásra ható kapcsolatokat egzakt módon feltárni.

A talaj nehézfém tartalmának térbeli változásában további összefüggések egzakt feltárásához fontos feltétel a mért változók adatainak tértől független vizsgálata, az adatok mind pontosabb megismerése. A részletes adatvizsgálat mellett szól továbbá, hogy egyes, a változók kapcsolatainak feltárására jól alkalmazható többváltozós matematikai vizsgálatoknak (pl. korreláció analízis, faktor analízis) alapfeltétele az elemzésre szánt adatbázis egységessége, eloszlásának egymódusú volta. Ehhez a tapasztalati eloszlások részletes vizsgálatára van szükség.

A változónkénti eloszlásvizsgálat során kapott eloszlásfüggvényeket megfigyelve szembevetve, hogy azok a Cd és a $C_{0.2}$ kivételével aszimmetrikus, egymódusú eloszlások. A tapasztalati eloszlás függvényeket elméleti eloszlással közelítve mindegyik az irodalmi adatoknak megfelelően a talaj, ill. a kőzetek nyomelem tartalmára jellemző lognormális eloszlást követi (Ahrens, 1957; Shaw, 1956). Az illeszkedés Kolmogorov próbával vizsgálva, a lognormális eloszlásfüggvénnyel való közelítés a 0-20 cm-es talajszintben a Cu, Co, Ni, Fe és Mn esetében 95 %-os, a Pb esetén pedig 99 %-os szinten elfogadott. 20-40 cm-es mélységben a Co, Zn, Mn, Al, Cu, Ni, Pb, Fe esetében 95 %-os szinten elfogadott az illeszkedés vizsgálat. E talajszintben a Mn és Zn esetében a sokkal erősebb Khi - négyzet próba is (99 %-os szinten) elfogadta a

közelítést. A C_{org} valamint a pH szintén lognormális eloszlású, míg a mechanikai összetétel normális elméleti eloszlásfüggvénnyel közelíthető.

A csúcsosság (kurtosis) és ferdeség (skewness) felhasználásával kapott β_1 és β_2 származtatott értékeket a Pearson -féle diagramban elhelyezve a vizsgált paraméterek a lognormális eloszlást reprezentáló egyenes közelébe estek. A tapasztalati eloszlásfüggvényeket tehát eszerint normalva a kapott változó értékek eloszlása a Pearson diagramon a normális eloszlást reprezentáló tartomány közelébe kerültek. Az egyes változók értékeinek logaritmusából képezve új változókat, s ezeket elméleti eloszlásfüggvénnyel közelítve, Kolmogorov illesztési próba szintén (95 %-os szinten) elfogadta a normális elméleti eloszlásfüggvénnyel való közelítést.

A két különböző mélységből származó minta eloszlásának várható értékeit kétmintás t-próbával hasonlítottam össze. A próba elvégezhetőségének feltételeit, azaz a normális eloszlást és az azonos szórást a mintapárok teljesítik. Amennyiben a kapott t-érték kisebb, mint az adott szignifikancia szinthez és szabadsági fokhoz (42) tartozó érték (Köves, Pármiczky, 1991), akkor a nullhipotézis elfogadható, azaz az egyik minta várható értéke egyezik a másikkal. A vizsgált elemek közül ez csak a Mn és Ni esetében teljesül.

5.2 EGYES NEHÉZFÉMEK, VALAMINT A pH, ARANY-FÉLE KÖTÖTTSG ÉS SZERVESANYAGTARTALOM KAPCSOLATRENDSZERÉNEK FELTÁRÁSA

A különböző talajparaméterek (pH, mechanikai összetétel, C_{org} , Y_1), a talaj nehézfém tartalma valamint a mintavételi helyek tengerszint feletti magassága közötti tétől független kapcsolatok egzakt feltárására Pearson -féle korreláció analízist végeztem. A legalább 0.001-es szignifikancia szinten szignifikáns kapcsolatokat tükröző korrelációs koefficienseket táblázatban foglaltam össze. Az értékelés a 20 - 40 cm-ről vett talajmintákra vonatkozik.

A táblázatból kitűnik, hogy a réz egyik mért talajparaméterrel és fémrel sincs szignifikáns kapcsolatban. Hasonlóan gyenge a rendszerhez való kapcsolata a talaj mechanikai összetételének. Elég kicsi, de még szignifikánsnak tekinthető kapcsolata csak a talaj Zn tartalmával van. A változók közül a tengerszint feletti magasságnak van a legtöbb szignifikáns kapcsolata : Y_1 , Al, Cd, C_{org} , Fe, Ni, Pb, pH, Zn. Ez a kapcsolat azonban, mint ahogy arra a fentiekben már utaltam, csak egy numerikusan meg nem fogható háttérváltozó, az alapkőzet domborzattal szoros összefüggésben való változásával magyarázható. A talaj aciditásának változási tendenciái is igen sok változóval egyeznek: Al, Cd, C_{org} , Fe, Pb, pH, Tszf, Ni. A szervesanyag tartalom és a talaj savanyúságának kapcsolata törvényszerű. A tengerszint feletti magassággal való együtt változás pedig a területhasznosítás domborzattal való szoros összefüggésével magyarázható. A talaj savanyúsága az egyes fémek összetartalmára az oldhatósági viszonyok változásán keresztül van hatással.

Az egyes nehézfémek aciditáshoz, szervesanyag tartalomhoz és a mintavételi helyek tengerszint feletti magassághoz való korrelációját sorrendbe állítva az alábbi eredményt kapjuk:

	Nehézfém tartalom - aciditás
Elem	Pb > Cd > Fe > Ni > Mn > Zn > Co > Cu
Korr.koef.	0.60 0.57 0.53 0.38 0.33 0.30 0.27 0.06

A nehézfém tartalom és a mért Y_1 értékek korrelációjának sorrendje

	Nehézfém-tartalom - szervesanyag tartalom
Elem	Cd > Mn > Ni = Pb > Fe > Zn > Co > Cu
Korr.koef.	0.44 0.32 0.29 0.29 0.23 0.21 0.06 0.04

A nehézfém-tartalom és a szervesanyag tartalom korrelációjának sorrendje

	Nehézfém-tartalom - tengerszint feletti magasság
Elem	Cd > Fe > Mn > Zn > Pb > Ni > Co > Cu
Korr.koef.	0.64 0.48 0.42 0.36 0.31 0.21 0.20 0.04

A nehézfém-tartalom és a mintavételi helyek tengerszint feletti magasságának korrelációs sorrendje

Andersson (1977) és Reiche (1991) eredményeivel összefüggésben a területen a nehézfémek a talaj szervesanyag tartalmához való korrelációjának sorrendje az ionátmérők sorrendjével szoros kapcsolatot mutat. Reiche 394 talajminta kiértékelésével a C_{org} -gal való összefüggés tekintetében hasonló sorrendet állapított meg. Az Y_i értékkel való összefüggés-sorban feltűnő a pH változására oly érzékeny Fe és a Pb élre kerülése. E sorrendi keveredést feltehetően az okozza, hogy a királyvizess feltárással kapott elem-tartalom-ból a talaj kénhatásával való összefüggésre nem vonható le következtetés, a kapcsolat feltárására más oldószerek (pl. $CaCl_2$, EDTA) alkalmazásával további vizsgálatra lenne szükség (Hornburg, Brümmer 1989).

5.3 A NEHÉZFÉMEK TERÜLETI ELOSZLÁSÁT BEFOLYÁSOLÓ FOLYAMATOK

A tájékológiai kutatások legfontosabb feladata a tájháztartás kutatás (Buchwald, 1978), azaz a különböző tájfaktorok közti működési kapcsolat térhez kötött feltárása. A táji ökoszisztémában olyan nagy az összekapcsolódó részek számát, hogy változásuk figyelemmel kísérése csak statisztikus eszközökkel lehetséges. Segítségükkel a nehezen áttekinthető összefüggések leegyszerűsíthetők. Igaz ez akkor is, ha vizsgálatunk központjában nem a teljes rendszer, csak egy-egy indikátor faktora (Hubrich, 1992) (pl. növényzet az aktuális talajfolyamatok indikátora, talaj egyes antropogén beavatkozások indikátora stb.) áll.

Az egyes nehézfémek térbeli változását egyenként tekintetbe vevő elemzéseknel sok esetben több információhoz jutunk a változók redukálásával, változó csoportok létrehozásával, s ezek térbeli változását befolyásoló paraméterek meghatározásával. A mért talajparaméterek és nehézfém-tartalmak faktor analízissel való vizsgálata olyan változó csoportok létrejöttét eredményezi, amelyekre igaz, hogy az általuk reprezentált paraméterek térbeli változása ugyanazon folyamatok hatásával magyarázható (Farsang, M.Tóth, 1995).

A faktor analízis elméletével, talaj és táj kutatásban való alkalmazásával számos szakirodalom foglalkozik (Haseloff, Hoffmann, 1970; King, 1969; Mather, 1976; Webster, Oliver, 1990).

A vizsgált változók eloszlásfüggvényeinek elemzése, esetenként szükséges normalása után a 20-40 cm-es talajszintből származó 11 változó lépésenkénti faktor analízis vizsgálatát végeztem el. Az elemzést egy minimálisra redukált változócsoporthoz kiértékeléssel kezdtem, majd a korrelációs mátrix sugallta sorrendben, csökkenő korrelációs együtthatókkal figyelembevételével történt az újabb elemek hozzávétele. A mért fém-tartalmak közül a Cd adatait nem vettem figyelembe, mert eloszlásfüggvénye két módusú, nem normálható. A lépésenkénti vizsgálatra azért van szükség, mert így információ nyerhető arról, hogy az egyes, újonnan beválasztott változók mennyiben módosítják a faktorok tartalmát. Segít eldönteni, hogy melyek a stabil elemcsoportok, s hogy az eredmények kiértékeléséhez mely állapot vehető figyelembe. A faktorok egyértelműsítése érdekében a vizsgálatot Kaiser-féle varimax rotációval végeztem el.

Az egyes faktorokat új változóként tekintve elkészíttem az azok térbeli változását mutató térképeket. A térképek elkészítése előtt mindegyik faktort félvariogram vizsgálatnak vettem alá, a hatástávolság, valamint a röghatás (c_0) meghatározása céljából. A hatástávolságok a faktorok sorrendjében: 1500, 890, 1360 és 1440 méter. Ezen adatok felhasználásával készültek az egyes faktorok térbeli változását mutató krigeált térképek. A kapott faktorok között a nehézfémek térbeli eloszlására, talajbeli megkötésére hatással levő egyes talajparaméterek egyenletesen oszlanak meg. A legnagyobb sajátértékkel rendelkező 1. faktor a Fe, Al, Zn és Pb együttlétét befolyásoló folyamatok háttérváltozója. Ide tartozónak tekinthető a korrelációs mátrix ismeretében a Zn-kel kémiai rokon Cd is. E háttérváltozó a talajképződési folyamatok által a talajban felhalmozódó Fe- és Al-oxidokat képviseli, valamint a szintén közet eredetű, az előbbiekhöz szorosan kapcsolódó Zn (Cd) változását. A Pb ezen faktorhoz való kapcsolódása ($r = 0.55$) nem egyértelmű. Ezen faktor térbeli változására jellemző, hogy legnagyobb értékeit a Galyatető környékén és a Jerke-part területén veszik fel, piroxén andezit, andezit- és riolitufa mállásával képződött talajokon. A 2. faktor a szintén talajképző folyamatok által feldúsult Mn-t képviseli, valamint a kobaltot, melynek talajbeli megkötésében a Mn-oxidok kiemelkedő szerepet játszanak. Az előzőeknél jóval kisebb sajátértékkel szerepel a 3. és 4. faktor, ami azt jelenti, hogy ezek a fém-tartalom területi változékonyságát kisebb mértékben befolyásolják. A 3. faktor a talaj szervesanyag tartalmának és mechanikai összetételének háttérváltozója, bár a C_{org} faktorhoz való korrelációja sokkal nagyobb (0.89) a mechanikai összetételénél. Legnagyobb értékeit a nagy szervesanyag tartalmú talajoknál, elsősorban erdő területeken veszi fel. Kis módosítást okoz a szervesanyag térképéhez képest a terület Ny-i részén található foraminiferás agyagmárga előfordulás, mely a mechanikai összetételt, s természetesen az agyagásványokhoz kötődő nehézfémek térbeli eloszlását is erősen befolyásolja. A 4. faktor a talaj kémhatását és annak a fém-tartalomra való hatását reprezentálja. Kis sajátértéke (0.86) jelzi, hogy a területen fém-tartalom változásában nem ez a meghatározó tényező, de ennek oka természetesen a feltárás módjában is kereshető.

A 0-20 cm-es talajmélységből származó adatokra a fenti vizsgálat elvégzéséhez 8 paramétert (C_{org} , Co, Fe, Mn, Ni, Pb, K_A , pH) vettem figyelembe. A kapott három faktor közül az elsőt a talaj mechanikai összetétele, másodikban a Mn tartalom, s meglepően csak a harmadik faktorban, a legkisebb faktorsúllyal szerepel a szervesanyag tartalom, mint a nehézfémek feltalajbeli területi eloszlását leginkább meghatározó tényező. Az első faktorban a mechanikai összetételhez a Ni és gyengén a Cu kapcsolódik, a talaj Mn tartalmához az előzőekben is leírtaknak megfelelően a Pb és Co, a szervesanyag tartalom pedig leginkább a Pb térbeli változására van hatással.

5.4 A TERÜLET MINTAVÉTELI HELYEINEK TÉRBELI CSOPORTOSÍTÁSA AZ EGYES MINTAVÉTELI PONTOKBAN MÉRT FÉMTARTALMAK FIGYELEMBEVÉTELÉVEL

A tájökölógiai kutatásokon belül a geoökológia olyan szakterületnek tekinthető (Leser, 1986), amely az ökoszisztémák részeként a földtudományi tényeket tárja fel, ezek mennyiségi ábrázolását nyújtja, feltárja a funkcionális kapcsolatokat. A különböző táj-kutatási koncepciók közül (antropozsónomikus ábrázolás, tájértékelések, rész- és teljes-ökoszisztémák ábrázolásai) a rész-ökoszisztémák ábrázolásai, azaz a rendszer egyes tényezőinek (pl. talaj) vizsgálati eredményei (belső szerkezet feltárások, mennyiségi ábrázolások) fontos alapot szolgáltatnak a teljes rendszer működésének megértéséhez. Az ötvenes évek szovjet táj-kutatója, Polunov hasonló megfontolásból alkotta meg a geokémiai táj fogalmát (Nagy J.-né, 1979). A geokémiai táj a felszín olyan területi egysége, amelyre a kémiai elemek meghatározott vándorlása, körforgása jellemző. Ezen felfogású táj-kutatás szerint szintén hozzájárul a táj belső szerkezetének megértéséhez. A táj működésének pontos feltárásához elengedhetetlen különböző szintű, homogén vagy heterogén területi egységeinek elkülönítése, területeinek tipológiai rendszerezése. A táj legkisebb homogén egységei a topok. Ennek területi alapegysége a geotop, vagy ha az társadalmi tevékenység által érintett, akkor ökotop. Ennek részösszetevői a morfológiai, klimatológiai, pedológiai, hidrológiai, fitológiai és zoológiai (Marosi, 1980). Azon mintaterületek esetében, amelyek antropogén terhelés alatt állnak, a pedotopok elkülönítésénél a szokásos talajtulajdonságokon kívül a

szennyezésből származtatható paramétereket is figyelembe kell venni. Fontos eredményeket szolgáltathat ez további, a táj hasznosításával kapcsolatos döntések meghozatalakor. Ezért éreztem szükségesnek a vízgyűjtőterület topikus felosztásának vizsgálatát a talajban mért nehézfémtartalom szempontjából. A talaj fémterületének, valamint más talaj és táji paraméterek kapcsolatrendszerének feltárására irányuló vizsgálat utolsó lépéseként ezért a mintavételi helyek csoportosítása céljából cluster analízist végeztem. Célom volt, a mintacsoportok térbeli megjelenítésével (cluster térkép) a mintaterület talajának nehézfémterület szerinti topikus felosztása, a korábban leírt összefüggések alátámasztása, újak feltárása.

A mintavételi helyek csoportosítása a hét elem (Al, Co, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) figyelembe vételével, több mérték és módszer kipróbálása után a cosinus mérték alapján, a centriod clusterezési módszer alkalmazásával történt. A mért értékek a 20-40 cm-es talajmélységből származnak, mivel itt több mint kétszerese a megvizsgált mintavételi helyek száma. A vizsgálatból a Cd kihagyására azért volt szükség, mert a két mérősorozat során a mérési módszerek különböző érzékenysége miatt a kapott eredményekben nagy az eltérés. Az egyik mérősorozat eredményeinek kihagyása pedig a mintaszám nagy mértékű redukálását vonná maga után. A clusterezést különböző elemkombinációkra elvégezve, majd a csoportosítás sikerét diszkriminancia analízissel ellenőrizve azt kaptam, hogy a Fe kihagyásával javítható a csoportokba sorolás eredményessége. A kapott három fő mintacsoport (A, B, C) térben jól elkülönül, térképezhető és a domborzattal, valamint a fentebb leírtakkal szoros összefüggést mutat. A C csoport mintáit tartalmazó területre a két szomszédos (A, B) csoportba tartozó minták közül is került néhány. Mivel azonban a C csoport mintái csak ebben az egy sávban helyezkednek el, elfogadtam térbeli elkülönülésüket.

A vizsgálat azt mutatta, hogy a 106 minta csoportokba sorolása 102 minta esetében (96 %) sikeresnek tekinthető. Az A csoportba 52, a B-be 44, a C csoportba 10 minta került.

A cluster térképen a mintacsoportok (topok) jól megfigyelhetők a vizsgált terület főbb domborzati, közzetani egységeinek. Az A csoportba tartozó minták egy része a Galyatető felé erősen emelkedő hegyoldalon (andezit, ill. andezittufa alapkőzeten), másik részük a reeski bányákhoz tartozó 2. számú akna (Jerke-part), valamint ennek meddőhányói környékén helyezkedik el. Ebben a csoportba tartoznak a település (Bodony) környékéről (pl. szeméttároló hatásterülete) származó minták is. A B csoport mintái a medence területén, oligocén homokkő alapkőzeten képződött talajból származnak.

6. A TALAJ NEHÉZFÉM PUFFEROLÓ KAPACITÁSÁNAK TÉRBELI VÁLTOZÁSA

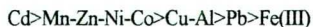
A tájházartás bármely beavatkozást követően valamilyen egyensúlyi állapotot vesz fel. Az egyensúlyi állapot felvételéhez szükséges idő, a köztes állapotok és az új egyensúlyi állapot milyensége több tényező együttes hatásaként jön létre. Az egyensúlyi állapotok nem állandóak, stabilisak. Van egy belső dinamika, mely ezen egyensúlyi állapotok beállítását szabályozza (Niemann, 1988). Ez megfigyelhető, modellezhető, prognosztizálható. A stabilitás a táj, vagy egy résztényezőjének azon képessége, melynek során visszacsatolás és pufferképesség segítségével a táj egy adott állapotát bizonyos határok között tartja, vagy a külső hatásokra bekövetkező változásokat egy jól definiált időn belül visszaállítja. A táj stabilitása szoros összefüggésben áll annak terhelhetőségével, vagyis a vizsgálatok során figyelembe kell venni a táj egyes részrendszereinek az egyes emberi beavatkozásokkal szembeni érzékenységét.

Az ökoszféra anyagháztartásában a talaj mint természetes tisztító rendszer játszik szerepet. A szennyező, ill. mérgező anyagok egy részét felveszi, megkötí és a talaj sajátosságaitól, valamint a bele került elemek tulajdonságaitól függően többé kevésbé eltávolítja azt az ökoszféra anyagkörforgásából. A táj egészét tekintő stabilitási, vagy terhelhetőségi vizsgálatoknál fontos szempont tehát ezen részrendszer vizsgálata.

A talaj pufferfunktciója azon képességében rejlik, hogy a gáz-, vagy oldott állapotban a talajba került szennyező, ill. mérgező anyagokat, felesleges tápanyagokat adszorbeálja, megkötí, kicsapítja és ezáltal immobilizálja (Scheffer, Schachtschabel 1989). Ezen folyamatok ellenére a talaj kémiai és fizikai sajátosságaitól függően több kevesebb mennyiségben még mindig maradhat a növények számára toxikus mennyiséget jelentő mobil, felvehető mikroelem a talajban. Ez a hányad a szivárgó vizekkel, ill. a növényi

felvétel által kerül vissza az elemkörforgásba. A nagy szervesanyag és agyag tartalmú, Fe-, Al-, és Mn-oxid tartalmú talajoknak nagy, a homoktalajoknak kicsi puffertkapacitása van.

A nehézfémek talajbeli mobilitását elsősorban a pH, a szervesanyag tartalom, az agyagásványok mennyisége és milyensége, az Al-, Fe, és Mn-oxidok jelenléte befolyásolja (Blume, Brümmer, 1987). Ezen befolyásoló tényezők közül azonban a különböző nehézfémek esetében más-más a meghatározó. A csapadékkal érkező azon elemek mennyisége, amelyek immobilizálásában a talaj szervesanyagtartalma aktívan vesz részt (Cu, Al, Pb), már a felszíni és felszín közeli humuszban gazdag rétegekben redukálódik. A mélyebb talajrétegekben inkább az agyagásványok, Fe-, Mn-oxidok csökkentik a felvehető nyomelemek koncentrációját (Fiedler, Rösler 1993). Hogy a talaj egyes mikroelemet milyen mértékben képes visszatartani, az elsősorban az adott elem oldhatóságától függ (Scheffer, Schachtschabel 1989). Ez az általánosan vizsgált kilenc elem esetében az alábbiak szerint alakul:



A terület puffertkapacitási térképének elkészítésekor a talaj pH térképét, mint alaptérképet elemenként más - más módon módosítottam. A pH értékek átkódolása puffertkapacitási értékekké aszerint történt, hogy mely elem mennyire érzékeny a kémhatás változására. Az alaptérkép első finomítását a szervesanyag tartalom figyelembevétele adta. 4 és 5 puffertkapacitási érték esetén a 2 %-nál magasabb szervesanyag tartalom növeli a talaj nehézfém puffertoló képességét, míg ennél alacsonyabb, 1, 2, és 3-as értékű területek talajában nincs befolyással. Ott az alacsonyabb pH érték lesz a meghatározó. További finomításként a mért Arany-féle kötöttségi értékeket használtam. $K_A > 42$ esetén (agyagos vályog, agyag mechanikai összetétel) a 2, 3 és 4-es puffertkapacitású talajok értéke eggyel emelkedett. Ezen finomítások sora a különböző mobilitású fémek esetében különböző puffertkapacitási térképeket eredményezett.

A vizsgálat mutatja, hogy a terület talaja a Fe(III), valamint az esetleges Pb terhelést jól közömbösítené. A térképekről leolvasható, hogy az oldhatósági sorban minél előbbre haladva a puffertkapacitás térbeli eloszlása is egyre összetettebbé válik. A Cd, Co, Ni, Zn, Mn esetében már találunk a mintaterületen az esetleges terhelés szempontjából érzékeny felszíneket: Kőves-orom, Fenyő-bükk-pataka, Kő-határ, Hunok-sírija, Lágysai-legelő, Áldozó-patak völgye, Nagy-szél, Szeles-hegy, Jerke-part (puffertkapacitás 2-3). Ezen területek talajában az összes elemtartalom nagyobb hányada fordul elő oldott, a növények által felvehető formában. Így, még ha az előírt határértéket nem is haladja meg az összes elemtartalom, ezeken a területeken a növénytermesztés, a fajták kiválasztása során a nehézfémeket könnyen felvevő, azokat akkumuláló haszonnövények termesztését el kell kerülni. Előfordulhat ugyanis, hogy az oldott hányada a fémtartalomnak az adott növényre már toxikus. A zab Zn és Cd felvétele pl. kétszer olyan nagy, mint a búzáé (Fiedler, Rösler 1993). A Cd akkumuláció a zabszemekben a legnagyobb, ennél kisebb a búzában, majd a rozsban. Nehézfémrel terhelt területen javasolt tehát a zab termesztésének felhagyása.

A talaj nehézfém puffertoló képességéről készült térképek hasznos segítséget nyújtanak, több egyéb tényező figyelembe vétele mellett, azon pontoszerű szennyező források (meddőhányó, szennyvízülépítő, személtlerakó stb.) helyének kijelölésében, amelyek a talaj nehézfém-tartalmát közvetlen, ill. a szivárgó és talajvizek közvetítésével tágabb környezetükben is növelhetik. Az adott területen a személtlerakó (a talaj nehézfémeket puffertoló képességének szempontjából) jó, erős ill. igen erős puffertkapacitású, míg a meddőhányók estenként a Cd terhelésre érzékeny, csak közepes puffertkapacitással rendelkező területekre kerültek.

7. A NEHÉZFÉM-TARTALOM MAI ÉS JÖVŐBELI POTENCIÁLIS TOXIKUSSÁGA

A mintaterület talaja, mint a teljes ökoszisztéma része nehézfémrel szembeni terhelhetőségének, érzékenységének feltáráshoz elkészítettem az egyes fémek puffertkapacitás térképeit. A vizsgált talaja a jelenlegi állapotában a Cu, Al, Fe elemeket jól puffertolja. A Mn, Ni, Co és Zn esetében már megfigyelhetők,

igaz rendkívül kis kiterjedésű közepes pufferkapacitású területek. A közepes, vagy annál gyengébb pufferkapacitású felszínek a Cd esetében érik el legnagyobb kiterjedésüket. Felmerül azonban a kérdés, hogy valamely környezeti tényező megváltozásával, hogyan változik e terület talajának nehézfémekkel szembeni érzékenysége. Ilyen változási lehetőségekkel napjainkban egyre inkább számolni kell, s a területet érintő döntéshozatal előtt (pl. új meddőhányók létesítése) a lehetséges hatásokat figyelembe kell venni. A sok lehetséges módosítható tényező közül a talaj kémhatásának változását emeltem ki, s modelleztem ennek várható következményeit a talaj nehézfémeket pufferoló kapacitásának szempontjából.

Az esővíz átlagos pH értéke 5.6. Az utóbbi évszázadban azonban, s különösen az elmúlt 50 évben főként a kén emisszió értékek emberi hatásra történő globális emelkedése következtében az esővíz kémhatása eltolódott savas irányba. Európa sok részén mérnek rendszeresen 4.0 és 4.5 közötti pH értékeket (Nentwig, 1995). Ezen csapadékok környezeti hatása erősen függ attól, hogy mészből mennyire gazdag felszínre hullik. A mészkőterületek talaja viszonylag könnyen közömbösíti a savas esők hatását, míg a mészből szegény talajok erre érzékenyen reagálnak. 4.5-ös pH-jú talaj kémhatása csak a lehullott csapadék hatására (Norvégia) 1975 és 1978 között 0.25-dal csökkent (Johnson, Lindberg, 1992). Ugyanezen megfigyelt területen és időszak alatt 4-es pH-jú rendszeres kezelés esetén 0.3-as pH csökkenést tapasztaltak.

A vízgyűjtőterület egészen a talaj pH-ját 0.2, 0.4, 0.6, 0.8 majd 1-gyel csökkentve megfigyelhető a talaj nehézfémekkel szembeni érzékenységének, pufferkapacitásának lépésenkénti változása. A változás legérzékenyebben indikátor térképek segítségével tárható fel. Az indikátor térkép (Isaaks, Srivastava, 1989) egy adott paraméter mindössze két szimbólumot használó megjelenítése. Sötét színnel a megadott küszöbérték feletti területeket (jelen esetben pufferkapacitás = 3, azaz közepes), világossal pedig az alattiakat jelöljük. A talaj jelenlegi Cd pufferoló képességének indikátor térképe mutatja, hogy a mintaterület talaja a Dny-i részek kivételével mindenhol közepesnél jobb pufferoló képességű. A pH 0.2-dal való csökkenése esetén a gyenge pufferoló képességgel rendelkező foltok mindinkább K-i irányba terjednek. Az indikátor térképsorozat szemlélteti, hogy egészen a pH 1-gyel való csökkenéséig hogyan változik a terület érzékenysége a Cd terheléssel szemben, míg végül egészen kis területté zsugorodik össze a terheléssel szemben ellenálló felszín.

A Mn, Ni, Co, és Zn esetében az egész vízgyűjtő talaja közepesnél erősebb pufferoló képességgel rendelkezik. A pH 0.2-dal való csökkentése először csak rendkívül kis kiterjedésű, főként a Ny-i részen elhelyezkedő közepesnél gyengébb pufferkapacitású foltok megjelenését eredményezi. További pH csökkenéssel csak a Bodonytól K-re eső területeken marad fenn a talaj erős nehézfém közömbösítő képessége.

A területet érintő későbbi, potenciálisan nehézfém terhelést eredményező beruházások, döntések előkészítésekor az ilyen, vagy ehhez hasonló vizsgálatok elvégzése szükséges. A recski rézércbányák ismételt üzembe helyezése esetén például újabb meddőhányók létesítése a Kopasz-hegy, Hereng-hegy, Szeles-hegy, Nyárjas területére javasolt. A jelenlegi meddőhányók környékén a talaj csekély pH csökkenés hatására nem pufferolná jól a megnövekedett elemtartalmat, s az könnyen a növényi felvétel, s a szivárgó vizek által a környezetbe kerülne. Legjobb a vizsgált szempontból a mintaterület Dny-i része.

ÖSSZEFOGLALÁS

A dolgozat bevezetésében négy fő célt tűztem munkám elé. A vizsgált terület talajában a nehézfém-tartalom horizontális változási törvényszerűségeinek, más tájalkotó tényezőkkel való kapcsolatának feltárását, a lehetséges szennyezőforrások hatáselemzését, valamint a potenciális veszélyességi térképek elkészítését a talaj nehézfém pufferoló képességének figyelembevételével. Úgy vélem a használt módszerek alkalmasak ezen kérdések megválaszolásán túl a monitoring rendszerben történő mérés sorozatok eredményeinek kiértékeléséhez. A további adatgyűjtés egyszerűsítéséhez segítséget nyújt az egyszerű adatvételek eredményeit felhasználó félvariogram analízis. Alkalmazásával a későbbi adatgyűjtés gazdaságosabbá tehető, az optimális mintavételi sűrűség meghatározható.

AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉBŐL KÉSZÜLT PUBLIKÁCIÓK:

- KEVEINÉ BARÁNY, I.: **FARSANG, A.** (1991): Dolinatípusok elkülönítése ökológiai sajátosságok és morfometrikus paraméterek alapján - Oktatási Intézmények Karszt- és Barlangkutató tevékenységének III. Országos Tudományos Konferenciája, 1991
- FARSANG, A.**; M.TÓTH, T. (1992): Bükki dolinák morfometriai jellemzése - In: A Bükk karsztja, vizei, barlangjai: 39-50
- MEZŐSI, G.; KEVEI-BARÁNY, I.; BALOGH, I.; MUCSI, L.: **FARSANG, A.** (1993): A geoökológia és a geoökológiai térképezés néhány elvi és gyakorlati kérdése - Földrajzi Közlemények, CXVII/3: 167-176
- FARSANG, A.**; M.TÓTH, T. (1993): Morphometric investigation of dolines in Bükk mountains - Acta Geographica Szegediensis. XXXI: 53-60
- FARSANG, A.** (1995): A talaj fémtartalmának regionális vizsgálata a Mátra észak-keleti előterében - Földrajzi Értesítő, 1995/ 3-4.
- FARSANG, A.** (1995): Regionale Untersuchungen von Bodenschwermetallen (Fallstudie in Mátra) - Konferenz von Internationales Zentrum: Interaktion von Ökologie und Umwelt
- FARSANG, A.**; M.TÓTH, T. (1995): A talaj nehézfémeloszlásának geostatistikai vizsgálata egy mátrai vízgyűjtő példáján - Földrajzi Közlemények. in press
- KEVEINÉ BARÁNY, I.: **FARSANG, A.** (1996): Labor- és terepvizsgálati módszerek a földrajzban Egyetemi jegyzet, JATE Press
- FARSANG, A.**; GERMANN, P.; RIESEN, D. (1997): Spatial and temporal correlations of capillary potentials and soil moisture during infiltration - Soil Science Society of America Journal, in press