

THE INDUSTRIAL WASTE LANDFILLS – CHALLENGES REGARDING THE SIDERURGICAL SLAG DUMPS LOCATED IN HUNEDOARA MUNICIPALITY

KISS Imre, ALEXA Vasile

Department of Engineering and Management, Faculty of Engineering Hunedoara, University Politehnica Timisoara, Revolutiei 5, 331128 Hunedoara, Romania, e-mail: imre.kiss@fih.upt.ro

Keywords: siderurgical slag dumps, industrial waste landfills, waste management

Abstract: Currently, approximately five percent of Hunedoara county area, Romania (Vajdahunyad [hu], Eisenmarkt [ge]), is occupied by industrial landfills. In case of dumps, such as the siderurgical slag dump located in Hunedoara, the slags can be recycled even for road building. Regarding the slag dumps located in the area of former mines, where the materials (complex ores) cannot be reused, they remained abandoned pending for greening projects. For now, the greening price exceeds the possibilities, and the environmental issues persist in these areas. But, although were repeatedly discussed about the possibility of using the slag, nothing happened on a large scale until now. The paper presents an assessment of wastes recycling potential from siderurgical slag dumps. Therefore, the companies that make highways must include in their projects the option of using tailings if they aim the economic performance, because the alternative of using stone from quarries is more expensive, increasing the price of the works. There are many economic arguments, the most important being the reduction of expenses required for building one kilometre of highway, which impose the use of these type of slags instead of ballast for the construction of highways.

Introduction

In general, due to lack of facilities and deficitary operation, the waste landfills are acknowledged as generators of risk and impact on the environment and public health. The waste, especially the industrial and mining waste, are sources of health risk due to their toxic content, such as heavy metals (lead, cadmium), pesticides, solvents, and used oils (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY 2009; REGIONAL DEVELOPMENT AGENCY WEST 2008). The landfilled hazardous materials (including toxic sludge, petroleum products, paint residues, and metallurgical slags) are the most challenging issue. This situation can cause environmental pollution (NATIONAL AGENCY FOR ENVIRONMENT PROTECTION 2006, MINISTRY OF ENVIRONMENT AND WATER MANAGEMENT 2009).

The removal from the natural or economical circuit of the lands to be used for waste landfills is a process that can be considered temporary, but in terms of “sustainable development” spans at least two generations if totalising the periods required for development (1–3 years), use (15–30 years), ecological reconstruction and subsequent surveillance (15–20 years). The main impact and risk types determined by the industrial waste landfills, listed in the order in which they are perceived by the population, are (REGIONAL DEVELOPMENT AGENCY WEST 2008):

- significant landscape changes;
- air pollution with suspensions brought by the wind;
- surface water and groundwater pollution;
- surrounding soil fertility changes;
- visual discomfort.

The runoff on the slopes of waste landfills located near the surface waters affects the soil quality, contributes to pollution with organic substances and suspensions, which in turn affect their utilization. The waste landfills are often the source of groundwater contamination by polluting elements.

Likewise, habitat changes may occur in most cases of ongoing industrial projects, resulting in damage to flora and fauna, mainly produced by the need to landfill the waste resulted from the industrial processes. In terms of biodiversity, a landfill means the removal from the area dedicated to that purpose of a number of 30–300 species/ha, without considering the soil microbiological population. Although the effects on flora and fauna are theoretically limited in time, occurring only in the period of landfill exploitation, the ecological reconstruction performed after relieving from its technological tasks will not be able to restore the original biological balance, the biosystem evolution being irreversibly modified (REGIONAL DEVELOPMENT AGENCY WEST 2008). Thus, in the waste landfill vicinity, some mammals, birds and insects leave the area to the benefit of those who find their food in garbage (rats, crows). Also, in the vegetal associations, the species specific to the polluted areas become dominant.

The total quantity of wastes generated by the siderurgical industry continues to grow (HEPUȚ et al. 2001a, HEPUȚ et al. 2003, HEPUȚ et al. 2001b, REGIONAL DEVELOPMENT AGENCY WEST 2008). The storage of these siderurgical wastes involves:

- occupying large areas of land,
- pollution potential of all environmental factors,
- expenses related to land storage etc.

In order to eliminate the disadvantages entailed by the storage of the siderurgical wastes one must find feasible solutions for their recycling or recovery (HEPUȚ et al. 2001a, REGIONAL DEVELOPMENT AGENCY WEST 2008).

The waste management issue – Challenges and policies

The waste management issue, manifested also in Romania, is more and more keenly, due to increasing of waste quantity, diversity and negative impact, more and more pronounced, on the environment (MINISTRY OF ENVIRONMENT AND WATER MANAGEMENT 2009, REGIONAL DEVELOPMENT AGENCY WEST 2008). The urban and industrial development of localities involves the production of continuously increasing quantities of waste. Greater efforts are made to encourage the use of industrial waste in the areas where it proved its suitability for use, for the purpose of more efficient recovery of the natural resources. At European level, there is the legal framework under which the road builders should provide 20–30 percent of the necessary materials by industrial waste recycling, the slag being included in this category (NATIONAL AGENCY FOR ENVIRONMENT PROTECTION 2006).

The issues facing the waste management in Romania can be summarized as follows (NATIONAL AGENCY FOR ENVIRONMENT PROTECTION 2006, REGIONAL DEVELOPMENT AGENCY WEST 2008):

- the most important way to eliminate the industrial waste is to landfill it, especially in open grounds,
- the existing industrial waste landfills are sometimes placed in inappropriate places (close to urban areas or even near the groundwater or surface water),

- the landfills are improperly designed in terms of environmental protection, leading to water and soil pollution in those areas,
- the current waste landfills are not properly operated and there are no coherent plans regarding the use of industrial waste in the fields which shown possibilities of use,
- landfills are not fenced, have no appropriate entrance and no warning signs;
- the lands occupied by landfills are considered degraded lands that cannot be used for agricultural purposes.

Currently, in Romania, more than 12,000 ha of land are affected by industrial and mining wastes (REGIONAL DEVELOPMENT AGENCY WEST 2008). All these considerations lead to the conclusion that the waste management requires the adoption of specific measures, appropriate to each phase of waste disposal in the environment. The compliance with these measures shall be subject to the oversight of the environmental factors affected by the industrial waste presence, the results being:

- the environmental risk mitigation (uncontrolled industrial waste disposal, pollution of soil, water, etc.),
- avoiding the overcrowding of the industrial waste landfills (dumps),
- improving the environmental image (close to the urban areas and near by the ground-water or surface waters).

The main goal of the industrial and mining waste treatment is to avoid its disposal. The challenges, such as environmental pollution, health hazards and disfiguration of the landscape must be urgently and responsibly addressed. Currently, no country can afford to disregard the potential for recycling the waste obtained from using raw materials. Being aware of the cost to the environment, human health and society, abandoning these wastes without pre-treatment, just because it's cheaper, it is not an option anymore.

Treating these types of wastes for economic purposes can help improve the environment, landscape, employment and social conditions in the communities affected. By eliminating the pollution risk to the population and environment, the living conditions in these regions would be improved, creating favourable conditions for all the parties involved (REGIONAL DEVELOPMENT AGENCY WEST 2008). That's why the proper use of these wastes should be considered as part of the Sustainable Development Strategy and a compensatory measure for the local urban communities affected.

The industrial and mining wastes are still a challenge for many Member States, where have been or still are industrial and mining plants. These landfills can be a threat or an opportunity for the local communities. They become a threat when they are simply abandoned without having taken steps to reduce the environmental risk, but, in some cases, they can become an opportunity when the discharged waste could generate activities involving the recovery of metals and other useful secondary raw materials.

The industrial and mining waste issue is a major concern for the local and regional communities (REGIONAL DEVELOPMENT AGENCY WEST 2008, NATIONAL AGENCY FOR ENVIRONMENT PROTECTION 2006). In many cases, the local and regional authorities have to face the issue of industrial and mining waste, because the old dumps and landfills are located within their territory. Therefore, certain solutions should be found at local level to transform this challenge into an opportunity, by encouraging private initiatives and public-private or administrative partnerships, in order to create "industrial parks" which fully use the waste by combining horizontal and vertical approaches in the processing, construction and infrastructure sectors.

The environmental benefits from the proper use of the waste from industrial and mining plants are (CHAURAND et al. 2007):

- the improved environmental quality near the urban areas,
- the saved natural resources,
- the saved storage spaces.

We highlight the need for developing effective policies on industrial and mining waste landfills (in the context of Europe 2020 strategy, EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY 2009, NATIONAL AGENCY FOR ENVIRONMENT PROTECTION 2006) which, by means of a comprehensive approach, to make explicitly the connection between a sustainable industrial policy and the innovative processes, the efficient use of resources and improved access to raw materials. A material that could open a new perspective for the construction of dams and roads in Romania lies now in the industrial and mining waste landfills, especially in the siderurgical slag dumps.

Siderurgical slag processing – in terms of environmental protection

The industrial waste landfills located in Hunedoara are defined as the waste produced by the industrial activity in siderurgy, which includes any material that is rendered useless during a manufacturing process such as that of iron and steel factories. From the environmental protection point of view, the siderurgical slag processing aimed, directly and indirectly, the following goals (HEPUȚ et al. 2001a, HEPUȚ et al. 2003, HEPUȚ et al. 2001b):

- the industrial waste management, in general terms, including the processing or disposal, managing and monitoring of these industrial waste materials;
- the soil pollution control and reduction, including the use of “clean technologies” by processing the ferrous metallurgical slag from Hunedoara siderurgical plants, for obtaining recycled materials used in construction;
- the protection of the natural resources, by bringing this alternative on the construction market, thus reducing the exploitation of stone from the river or mountain quarries.

After decades of research on the siderurgical slag, it has been found that these non-toxic materials have turned from undesirable wastes into valuable materials. The aspect of “non-toxic” derives from the fact that, in the mineral and oxide composition of the slag, none of the substances have a negative impact on the environment (HEPUȚ et al. 2001a, HEPUȚ et al. 2003, HEPUȚ et al. 2001b). The activity of siderurgical slag processing meets the trends of enforcing and checking the application of the environmental protection conditions, and complies with the European directives on environmental protection.

Slag processing is a technique practiced worldwide, the transformation of these solid wastes into valuable mineral granular materials being an old concern (CHAURAND et al. 2007, GÜNAY et al. 2004, KARA et al. 2004). The ferrous siderurgical slags are perhaps the only materials, included in the broad category of metallurgical slags, which through use have no negative influences on the environment. The processing technology is part of the “clean technologies”, since it does not involve chemical, but only physico-mechanical transformations of the slag, and the equipment is no different than the natural stone processing plants.

The processing of siderurgical slag brings benefits in terms of environmental protection, either from the community and agricultural point of view, or technically: the ferrous

slag, being a non-toxic material with similar physical and mechanical properties with the stone, is a viable alternative in some applications even more valuable than the natural variants available in the construction field (HEPUȚ et al. 2001a, HEPUȚ 2003, HEPUȚ et al. 2001b, GEISELER 1996, MOTZ and GEISELER 2001, LU and LI 2012, SHI, CAIJUN, 2004).

By harnessing the slag dumps, it will be possible to recover large areas of land that can be restored for agricultural use (after a prior improvement), or used as industrial areas. Moreover, the negative effects of the “mountains” of siderurgical slag, deposited mostly vertically, exercise, because of their weight, high pressure on the underground water crossing the dump area, practically “bottlenecking” the water supply of the neighbouring localities (HEPUȚ et al. 2001a, HEPUȚ et al. 2003, HEPUȚ 2001b).

Case study – Discussions and opportunities

The iron and steel plants built in Romania, including Hunedoara, are well-known. Most of these iron and steel plants are dormant since 1990, and a small part of them were privatized, of which only a few are still in operation. Meanwhile, the landscape of the place began to change, because after the plant privatization it was started the dump exploitation, to recover the iron pieces. The environmental rules agreed with the European Commission imposed the requirement that all the deposits that do not meet these standards, the so-called “non-conforming landfills”, to be closed by 1st July 2014. And, because the siderurgical slag dump is a non-conforming landfill, it must be closed as well. After 2014, this slag dump will become dormant, and the only possible operations will be the ones for greening the area, although it is unlikely that something will grow there. The dump representatives and the slag processors have shown willingness to provide the resources landfilled in the slag dump to be harnessed, without any additional cost. The derogation from the European Directive and extension of the slag dump exploitation period will bring significant benefits to the Romanian economy.

Here are deposited over 30 million cubic meters of slag from blast furnaces and steel works. Currently, the slag dump is exploited for slag, pig-iron skull and other types of ferrous scrap.

Currently, according to the representatives of the National Environment Guard, approximately five percent of Hunedoara county area is occupied by industrial landfills (REGIONAL DEVELOPMENT AGENCY WEST 2008). In case of dumps, such as the slag dump located in Hunedoara, the slag can be recycled even for road building. The metallurgical slag forming the slag dumps located in Hunedoara municipality had resulted from the technological process of iron and steel-making at the former iron and steel plant. The deposit contains about 70 million tons of metallurgical slag, sufficient for the construction of 800 kilometres of highway and 5,000 kilometres of national roads.

According to the environmental authorities, the slag dump is a deposit of non-hazardous waste materials – known as “sterile”. The deposit contains blast furnace slag, steel slag, refractory wastes and other types of waste materials.

Millions tons of slag, scrap, lime, bricks and other industrial waste, gathered in the dump from the plant commissioning till 2009, when the storage was completely stopped and began the material exploitation. The scrap goes back into production, being used to make steel, and the blast furnace slag and steel slag are processed, being used in road

construction and cement manufacture. In some cases, the concentration of metals in the mining waste can be equally or even higher than the concentration of metals in ores. We can say the same thing about the metallurgical waste. The recovery technologies have evolved, and now we have the opportunity to reassess the potential of waste from the existing industrial activities and to ensure they are ecologically rational.

The blast furnace slag and steel slag deposited in dump, one of the main sources of environmental pollution in Hunedoara area, can become a real gold mine. The slag deposited in the huge dump mountain, as experts say, has the required qualities to be used in making roads. Thus, the tailings extracted here will be used in the construction industry, for the development of roads and highways. There are several projects in this regard. The only solution is the road infrastructure development programs.



Figure 1. The slag dump – the “slag mountains”
1. ábra A salaklerakóhely – a “salakhegy”

The “slag mountains” are an environmental hazard due to the dust particles carried by the wind in atmosphere. For this reason, in 2014, the place where the siderurgical plant of Hunedoara deposited its waste materials should be closed for good. According to the commitments made by Romania to the European Union, the slag dumps are going to be closed in 2014 and covered with soil and vegetation. With the onset of this process, a huge amount of valuable raw materials will be permanently lost. It is preferred the more expensive exploitation of the riverbeds and mountains to obtain gravel and ballast, where the environmental impact is very negative. But, until then, the mountain of waste – here

and there it reaches tens of meters high! – may become cheap raw material for the construction of highways.

Although, there were many discussions regarding the benefits of using the slag in construction works, for building roads and highways, but so far no effective solution was found and only a few applications were submitted for processing this material. In this moment, the slag from the slag dump is used only for making village roads, where the demands regarding the road quality are not very high. Now, it is assessing the possibility to use slag for road and highway construction, not only for the current project, but also for the future ones. The first quantities of slag are used for the highway section Deva–Orăștie (Déva–Szászváros), with a length of 32.8 km. The construction of this highway section, part of the section IV of the Pan–European corridor, will surely bring good things for many companies in the county, for Hunedoara business environment. The companies that extract and process slag from the slag dumps of Hunedoara steel plant have a bright future in this regard. The construction of the Pan–European Corridor IV is a welcome opportunity to get rid of the bleak landscapes and “slag mountains”.



Figure 2. A1 Motorway in Romania (according to <http://commons.wikimedia.org>)

2. ábra A1 autópálya Romániában (a <http://commons.wikimedia.org> szerint)

The A1 motorway, according to the Romanian National Company of Motorways and National Roads, is planned to connect Bucharest (Bukarest [hu]) with the Banat region (Bánát [hu]), in the western part of the country. It will be approximately 581 km long and will follow the route: Pitești, Sibiu (Nagyszeben [hu]), Orăștie (Szászváros [hu]), Deva (Déva [hu]), Timișoara (Temesvár [hu]), Arad, connecting with the Hungarian motorway network near Nădlac (Nagylak [hu]).

As of May 2013, the sections in service include a 110 kilometer long motorway linking Bucharest with Pitești, the Sibiu motorway bypass (17.5 km), the Orăștie–Deva segment (32.5 km) and the Timisoara–Arad motorway (54 km, in the western part of Romania). The total length of the opened sections is 213 km, according to the Romanian National Company of Motorways and National Roads, with another 137 km under construction.

The products resulting from slag processing are slag aggregates used in road, railway, civil and hydro–technical constructions, as an alternative to the traditional aggregates of natural stone, extracted from quarries. Bringing this alternative on the construction market, the stone exploitation from quarries will be substantially reduced.

Instead of using slag, in many cases it is preferred the mutilation of riverbeds and tearing down the mountains, because for the infrastructure is mainly used river and mountain stones which, on long–term, can mean the destruction of nature. In accordance with the practical performance parameters, defined in the norms and standards for re–usable waste and products that incorporate it, in the construction industry were developed technologies that have used, for a long time, granulated “waste” (such as slag), ecologically inert, as substitutes for the traditional materials. The slag should be used in this way, at the expense of the natural resources.



Figure 3. Using siderurgical slag aggregates for road and highway construction
 3. ábra Salak aggregátumok a közúti és autópálya építésében

Finally, Hunedoara County will benefit from the opportunities that occur from running a site of huge proportions and, last but not least, we should not forget the benefits of a highway linking the area with the rest of the country and Europe. It could be a real opportunity for effective harnessing of the metallurgical slag dumps located in Hunedoara.

Summary – Conclusions

The siderurgical slags are a valuable raw materials which can be converted into economically and ecologically desirable products. Increased efforts are being made for encouraging the use of slags in the fields that have proved suitability, meaning more efficient exploitation of the natural resources. In Romania, these efforts are still very weak, and this is due to lack of education in the field of environmental protection, inefficient use of natural resources and lack of adequate environmental legislation.

It's a long-established practice for residual metals contained in the steel and blast furnace slags to be recovered and recycled into the production process. Now more than ever it is essential to make intelligent use of other products derived from slag – products in strong demand by the market. Rather than dumping slag into landfills we can convert it into high quality products used in constructing highways, farming and forestry roads, inland waterways, fertilizers, and as a raw material by the cement industry. Precious natural resources are conserved by using high-grade reprocessed slag instead.

Since the beginning of the industrial age, the slag has been considered ugly, but harmless. Because it has been considered chemically inert, slag has been mixed with cement and used to construct roadways and railroad beds.

However, an important fact still remains: the slag dump is a pollutant. The agricultural lands located in the neighbouring villages are less fertile because of the slag dust carried by the wind. Using the mountain of tailings could mean the cleaning of a land, fewer ballast pits and quarries in the mountains of Romania, and cheaper infrastructure works. Since the start of work on the highway that is going to cross Hunedoara County, over two million tons of tailings coming from the slag dump located on the outskirts of the municipality were delivered to the highway builders. This year, the shipments have been resumed, and approximately 400,000 tons of the steel and blast furnace slags will be delivered.

This would be an important solution not only from the economic point of view – lowering the cost per kilometre of highway –, but also in terms of environmental protection, because the riverbeds will not be disturbed to find the gravel needed for the construction of highways.

References

- CHAURAND, P., ROSE, J., BRIOIS, V., OLIVI, L., HAZEMANN, J. L., PROUX, O., DOMAS, J., BOTTERO, J. Y. 2007: Environmental impacts of steel slag reused in road construction, *Journal of Hazardous Materials* 139(3): 537–542.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY 2009: Country fact sheets on waste policies
- HEPUT, T., KISS, I., RATIU, S. 2001: Possibilities of turning into account the ferrous powdery wastes in siderurgy, Vth International Symposium of Interdisciplinary Regional Research – ISIRR 2001, Szeged Regional of the Hungarian Academy of Sciences, Szeged, Hungary
- HEPUT, T., KISS, I., RATIU, S., PUTAN, V. 2003: Ferrous powdery wastes stored in the ponds and the environments ecology, *Annals of Faculty Engineering Hunedoara – International Journal of Engineering*, Fascicule 2: 125–132.
- HEPUT, T., SOCALICI, A., KISS, I., 2001: Experiments on the production and testing lubricating powders obtained out of industrial wastes on steel continuous casting, Vth International Symposium of Interdisciplinary Regional Research – ISIRR 2001, Szeged Regional of the Hungarian Academy of Sciences, Szeged, Hungary

- GEISELER, J. 1996: Use of steelworks slag in Europe, *Waste Management* 16(1–3): 59–63.
- GÜNAY, E., KARA, M., KAVAKLI, B., TAYFUR, S., EREN, K., YILDIRIM, S. A. 2004: Steel Slag and Waste Management, *Key Engineering Materials* 264–268: 2481–2484.
- KARA, M., GÜNAY, E., KAVAKLI, B., TAYFUR, S., EREN, K., KARADAG, G., 2004: The Use of Steel Slag in Asphaltic Mixture, *Key Engineering Materials* 264–268: 2493–2496.
- LU, F. L., LI, J. 2012: Research on Grading Features of Bituminous Steel–Slag Mixture, *Applied Mechanics and Materials* 178–181: 1171–1178.
- MOTZ, H., GEISELER, J. 2001: Products of steel slags an opportunity to save natural resources, *Waste Management* 21(3): 285–293.
- MINISTRY OF ENVIRONMENT AND WATER MANAGEMENT 2009: National Waste Management Strategy and National Waste Management Plan 2009-2013, Romania
- NATIONAL AGENCY FOR ENVIRONMENT PROTECTION 2006: Regional Waste Management Plans – integrated municipal solid waste management in romania – 8 Regional plans regarding the waste management, Ministry of Environment and Water Management, Romania
- REGIONAL DEVELOPMENT AGENCY WEST 2008: Regional Waste Management Plan, Region 5 West of Romania
- SHI, CAIJUN 2004: Steel Slag–Its Production, Processing, Characteristics and Cementitious Properties. *Journal of Materials in Civil Engineering* 16.3: 230–236.

AZ IPARI HULLADÉKOS LERAKÓKRÓL – ÉRDEKLŐDÉSKELTÉS A VASKOHÁSZATI SALAKOK LERAKÓKRÓL HUNYAD VÁROS TERÜLETÉN

I. KISS, V. ALEXA

Department of Engineering and Management, Faculty of Engineering Hunedoara, University Politehnica Timisoara, Revolutiei 5, 331128 Hunedoara, Romania, e-mail: imre.kiss@fih.upt.ro

Kulcsszavak: vaskohászati salak, ipari hulladék lerakóhelyek, hulladékgazdálkodás

Jelenleg Hunyad megye – Románia (Vajdahunyad [hu], [ge] Eisenmarkt) – mintegy öt százalékát foglalják el az ipari hulladéklerakók, mint Hunyad-on található lerakott vaskohászati salakok. Ezek újrahasznosíthatók, pl. útépités során. Az egykori bányák területén található komplex érceket is tartalmazó salakokat nem lehet újra felhasználni, így az elhagyott bányák környezetbarát projektekre várnak. Jelenleg a környezetbarát ár meghaladja a lehetőségeket, így ezeken a területeken a környezeti problémák továbbra is fennállnak. Bár többször is szóba került a salakok felhasználási lehetőségei, mostanáig nem történt semmi nagy léptékű beavatkozás. A cikkben bemutatjuk a lappangóban álló vaskohászati salaki hulladékok újrahasznosítási értékelését. Az autópályákat építő vállalatoknak olyan projektek beállításával kell foglalkozniuk, melyeknek tartalmaznia kell a gazdasági teljesítmény célját, tudniillik, hogy drágább az újon kitermelt bányai kő használata, és ez rendszeresen növeli a munkálatok árát. Vannak erre gazdasági érvek (pl. az egy kilométerre eső költségek csökkentése) az autópályák építésében, de a legfontosabb, hogy az ilyen típusú salakok alkalmazását mindenek előtt előírják, az újonnan kitermelt kő helyett.

NÖVÉNYI TÁPANYAGFORGALOM, NÁTRIUM ÉS AZ ARZÉN KONCENTRÁCIÓJÁNAK VIZSGÁLATA A FELSŐ-TISZÁN

TÜRK Gábor¹, PROKISCH József²

¹Debreceni Egyetem, Természetföldrajzi és Geoinformatikai Tanszék

²Debreceni Egyetem, Állattudományi, Biotechnológiai és Természetvédelmi Intézet
4032 Debrecen, Egyetem tér 1. e-mail: trkgr87@gmail.com, jprokisch@agr.unideb.hu

Kulcsszavak: arzén, vízminőség, növényi tápanyagforgalom, Tisza, Lónyay-főcsatorna

Összefoglalás: Az antropogén szennyeződésekkel szemben a felszín alatti vizek esetenként magas arzénkoncentrációja a természetes geokémiai folyamatok eredménye. Az arzén ma a legnagyobb természetes kontamináció a felszín alatti vizekben, és ennek csökkentése a XXI. század nagy vízgazdálkodási kihívásai közé tartozik. A Lónyay-főcsatorna vízgyűjtő területén a földtani-geológiai folyamatok eredményeként potenciálisan arzénal szennyezett területek minősül. Ez a veszély azonban a Nyírségben élőket kevésbé veszélyezteti, mint az Alföld déli területein. Szerkezeti jellegéből adódóan a főcsatorna fenékszintje a vízgyűjtő terület több pontján is belemetsz a talajvízszintbe. Ennek következtében jelentős mennyiségű talajvíz kerülhet be az egyes főfolyásokba és ezzel együtt az arzén is bekerül a felszíni víztestbe. Ezen a területen jelentősebb ipari létesítmény nem található, ami további szennyezést jelentene az élővizekre, de szennyezést okozhat az egyes hulladéklerakókból elfolyó csurgalékvíz. Az arzén-vízhozam kapcsolatában hatvány jellegű összefüggést mutattunk ki mindkét felszíni víztest (Tisza és Lónyay-főcsatorna) esetében. Ez azt mutatja, hogy, a csapadékmennyiség növekedésével nő a vízhozam és meredeken csökken a koncentráció. Mind az arzén, mind pedig a növényi tápanyagforgalom esetében a torkolat utáni mintavételi ponton a mért értékek meghaladták a felsőbb, valamint az alsóbb folyószakasz mért értékeit. A tiszai mintavételi helyek között minden mért komponens tekintetében szignifikáns eltéréseket tapasztaltunk. Az arzén koncentrációja minden esetben határérték alatt maradt.

Bevezetés

A természetben megtalálható víz sohasem vegytiszta állapotban áll rendelkezésünkre. Mint jó oldószer, elsősorban eredete határozza meg az összetételét, és ezek alapján állapítható meg, hogy milyen kémiai összetételű vízzel van dolgunk. Vannak olyan alkotóelemek, amelyek természetes körülmények között is meghaladják az egészségügyi határértéket (Szűcs et al. 2009). Ilyen elem az arzén is, az azonban a toxicitás szempontjából fontos, hogy a táplálékláncban melyik vegyületével találkozunk. Szerves, vagy szervetlen formában a szervezetbe kerülve bizonyítottan rákkeltő hatású (FLECHTER et al. 2006, FEJES et al. 2012).

A geológiai eredetű szennyezések miatt Magyarország lakosságának negyede egyes paraméterek tekintetében az egészségügyi határértéknek nem megfelelő vizet fogyaszt. Ezek közül az arzénszennyezés a legsúlyosabb, amely mintegy 1,5 millió embert érint. Magyarországon a 201/2001. (X. 25.) kormányrendelet szerint az ivóvíz megengedett arzénkoncentrációja 10 µg/l (a határérték betartását 30 µg/l arzénkoncentráció feletti esetekben 2006 végéig, valamint 10–30 µg/l közötti arzénkoncentráció esetében 2009 végéig kell biztonságosan megvalósítani). Ez megegyezik az EU 95/C 131/03 számú, 1995-ben kiadott direktíva tervezetben, illetve az Egészségügyi Világszervezet (WHO) 1993 évi ajánlásában meghatározott határértékkel. 2001-ig a hazánkban érvényes határérték 50 µg/l volt, megfelelő a WHO korábbi, 1971. évi ajánlásában foglaltaknak (VIRÁG, 2011).

A geológiai adottságok mellett azonban nem szabad figyelmen kívül hagyni a mesterseges eredetű arzénszennyezést (FEJES et al. 2012). Gyárak, ipartelepek, ércbányák terüle-

téről elfolyó nagy arzéntartalmú vizek potenciális veszélyt jelentenek nemcsak a befogadóra, hanem a környezetében található élővilágra is. A nehézfém-koncentráció elsősorban a Tisza menti szennyező források aktivitásától függ, vagyis attól, hogy a bányászat és ércfeldolgozás során mennyire tartják be a környezetvédelmi előírásokat (MAACKLIN et al. 2003, SZABÓ et al. 2010a; SZABÓ et al. 2010b). A bányákban a szennyező anyagokat tartalmazó zagy leeresztése időről-időre megtörténik, rendszerint a folyók, patakok nagyvize idején, így a szennyező anyagok oldott, illetve kolloidokhoz kötött állapotban felhígulva kerülnek be a felszíni vizekbe (LIANG et al. 2011, ÓDOR et al. 1997, CSÁSZÁR 1999, SÁRKÁNY et al. 1999, KERÉNYI et al. 2003, SZALAI 1998).

A Lónyay-főcsatorna vízgyűjtőjén fellépő vízminőségi problémák a diffúz és pontszerű szennyező forrásokból (kommunális és élelmiszeripari szennyvizek, lemosódó szennyezett csapadékvizek, állattartó telepek, a helytelen mezőgazdasági művelés, valamint az illegális hulladéklerakókról bemosódó csurgalékvíz) származó terhelések a felszíni vízfolyás tápanyag- és szervesanyag-tartalmának változásában jelentkeznek, melyet a kémiai állapot kellőképpen tükröz (BALÁZSY és BOYKO 2007, FÜGEDI et al. 2004). A kifogásolható vízminőséget jelzi a meder helyenként burjánzó növényzete is. A Lónyay-főcsatorna vízgyűjtő területén több szennyvíztisztító telep is található, melyek tisztított vizét a csatornába bocsátják, befolyásolva ez által a vízminőséget. Az eddigi vizsgálataink alapján megállapítottuk, hogy a főcsatorna rosszabb vízminőségi kategóriába sorolható, mint a Tisza. Továbbá azt is megállapítottuk, hogy a növényi tápanyagforgalom, valamint egyéb makroelemek tekintetében jelentős terhelés éri a Tiszát.

Munkánkban a tápanyagforgalom, az arzén és a nátrium koncentrációját vizsgáltuk, valamint azt, hogy időben hogyan változnak, és milyen hatással vannak a Tiszára. Továbbá elemeztük, hogy milyen összefüggés figyelhető meg az arzén koncentráció és a vízfolyások vízhozama között, illetve van-e kapcsolat az arzén és az egyéb vízkémiai paraméterek között.

Anyag és módszer

Terület bemutatása

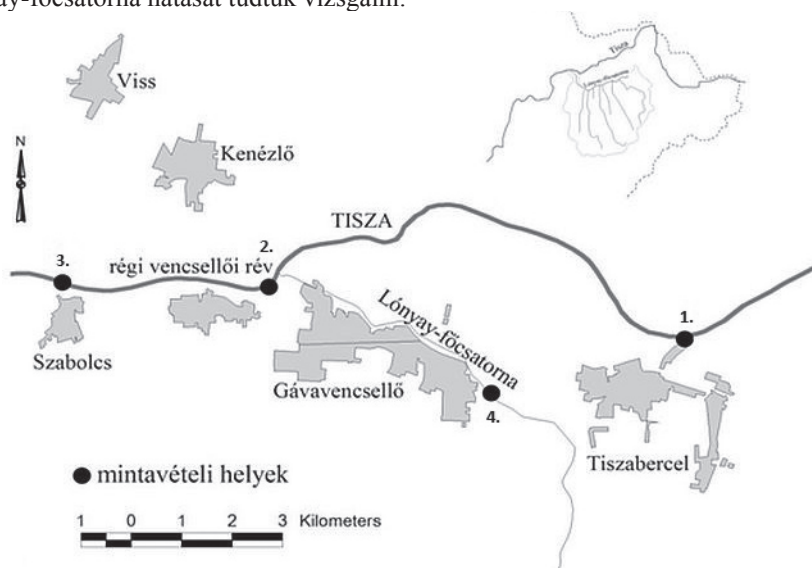
A Lónyay-főcsatorna 2300 km² nagyságú vízgyűjtőjének területén összesen 1455 km mesterséges belvízelvezető csatorna található. A 19. század közepéig a Nyírség nagyobb része lefolyástalan volt, melyet a sajátos geológiai felépítés, a domborzati viszonyok és a viszonylag kevés csapadék együttesen idézett elő. Természetesen csak felszíni lefolyástalanságról volt szó, a felszínre hulló csapadék egy része ugyanis leszivárogva, mint áramló talajvíz elhagyta a Nyírséget. Az akkori társadalmi – gazdasági helyzetben a fő célkitűzés a mezőgazdasági termőterületek növelése volt, ennek érdekében elvégezték a nyírségi belvizes területek lecsapolását.

A terület geológiai tulajdonságát figyelembe véve a pliocén korú rétegekben tárolt magas sótartalmú és hőmérsékletű vizekből elégíthető ki a környék hévízszükséglete, míg a hideg édesvizeket tároló pleisztocén vízáadó rétegek a közüzemi ivóvízellátás alapját képezik (URBANCSEK 1983). A területen a pleisztocén rétegek (fő vízáadó) fekümlésége 100–310 m (Nyírmihálydi) közötti, míg a pliocén korú hévízfeltárási alkalmas rétegeinek (felső-pannon) a fekümlésége átlagosan 810–1310 m körül alakul (ERDÉLYI

1991, HAAS és PÉRÓ 2004, TÓTH et al. 1985). A vizsgált területen az arzénkoncentráció mérésére az 1980-as évek közepén került sor először. A dél-alföldi tapasztalatok alapján először csak a mélyebb vízmű kutakban végeztek méréseket. Az arzéntartalom eredetét tekintve többféle szakirodalmi feltételezés létezik, ezek közül legvalószínűbb, hogy az Erdélyi Érchegységből származik. Az Erdélyi Érchegység primer magmás és utómagmás arzénszulfid és arzenid érceinek oxidációs mállásából vízdoldható arsenát lesz. Ebben az alakban az arzén mobilitása igen megnő (FÖLDVÁRINÉ 1975). A transzport után a medence euxin, anoxikus környezetében kicsapódik. Az akkumulációt a vas és a szerves anyagok elősegítik, ugyanis az arsenátok oldataiból a vashidroxid gélek az arzént megkötik. Természetes eredetű magas arzénkoncentráció a Nyírségben (Kótaj, Nagykovács, Máriapócs, Hodász) valamint a Nyírség és a Szatmár-Beregi síkság határán levő Nagyecséd ivóvízbázisának vizében mérhető kiugróan magas értékben (VIRÁG 2013).

Mintavételi helyszínek

A Tiszán 3 mintavételi helyet jelöltünk ki: (1) tiszaberceli rév (568,6 fkm); (2) a Lónyay-főcsatorna befolyása után 360 m-re (558,9 fkm), valamint (3) Szabolcs község határában (555,0 fkm), a befolyástól 4,5 km-re. A Lónyay-főcsatorna esetében a mintavétel Gávavencsellő közúti hídjának hídfőjénél történt (4). A téli jegesedés kivételével az adatsor folytonos. A helyszíni terepbejárás során igazoltuk az előzetes felvetést, hogy a vizsgált területen a főcsatornán kívül nincs más felszíni hozzáfolyás. A tápanyagforgalom mérése havi, az arzén, a nátrium és a vezetőképesség mérését heti rendszerességgel végeztük. A főcsatorna vízgyűjtője teljes mértékben Magyarország területén helyezkedik el, így az első olyan potenciális szennyező forrás, amely kizárólag hazánk területéről származó terhelést vezet a Tiszába (1. ábra). Ez azért fontos, mert a mérések során így kizárólag a Lónyay-főcsatorna hatását tudtuk vizsgálni.



1. ábra A Lónyay-főcsatorna vízgyűjtő területe a vizsgált főfolyással, és az egyes mintavételi pontok
 Figure 1. Catchment of Canal Lónyay with sampling sites

Az arzén előfordulási formája, analitikai meghatározása

Az arzén a vízben többnyire szerves formában van jelen. Az oxidatív/reduktív környezettől függően arzenát [As(V)] illetve arzenit [As(III)] formájában (FIELDS et al. 2000, DEMARCO et al. 2003). A nagy arzéntartalmú felszín alatti vizek általában enyhén lúgosak (pH=8–9). Oxigéntartalmú vizekben az As(III) → As(V) átalakulás megy végbe, azonban ehhez több hónapnak kell eltelnie. A visszafelé történő redukciónak viszont bakteriális folyamatok eredményezik (SHARMA 2009, SIPOS et al. 2011). A felszín alatti vizek arzéntartalmát növelheti, ha a közelben bányászatot folytatnak. Talajvízben, rétegvízben természetes körülmények között is gyakran előfordul. Elemi állapotban ritkán fordul elő, gyakoribbak az oxigénnel, vassal, klórral és/vagy kénnel képzett vegyületei (KORCSMÁROS et al. 1980, FRUMKIN és THUN 2001). Az arzénvegyületek a piritnek és egyéb szulfidos érceknek állandó kísérői (KORCSMÁROS et al. 1980). A földfelszínen átlagos koncentrációja 1,5–2 ppm, nagyrészt szerves formában (JONES 2007). Az ivóvíz túlnyomórészt szerves, a táplálék szerves és szerves formában is tartalmazza. Az emberi szervezetbe történő bejutásának legtöbbször ez a két módja a döntő.

A vízmintavétel az ISO 5667-2:1991 és az ISO 5667-1:1980 szabványoknak megfelelően végeztük. Az előkészítés során 20 cm³ szűrt vízmintát 10 cm³ tömény analitikai tisztaságú sósavval hígítottuk (MSZ EN ISO 11969:1998). Az elemzést a Debreceni Egyetem NanoFood Laboratóriumában PS Analytical Millennium Merlin típusú készülékkel végeztük. A vízmintákban csak a két szerves arzénkomponens van jelen, a folyamat pH-függése lehetővé teszi az arzenit és az arzenát meghatározását előzetes elválasztás-technikai módszer alkalmazása nélkül. Alacsony pH-n az arzenit és az arzenát együttes koncentrációját határozzuk meg.

Egyéb paraméterek meghatározása

Mivel a területen intenzív mezőgazdasági művelés folyik, valamint a lakossági szennyvizet számos, gyenge hatásfokkal működő szennyvíztisztító engedi a felszíni vizekbe, az arzén mellett növényi tápanyagforgalom (NO₃⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻), valamint nátrium és fájlagos vezetőképesség vizsgálatát is elvégeztük. A fájlagos elektromos vezetőképességet és a kémhatást terepen, a nitrát-, az ammónium- és az ortofoszfáttartalmat spektrofotometriás módszerrel a Debreceni Egyetem Természetföldrajzi és Geoinformatikai Tanszék laboratóriumában mértük (MSZ 12750-17:1974, MSZ 12750-18:1974, MSZ 260-9:1988).

Statisztikai értékelés

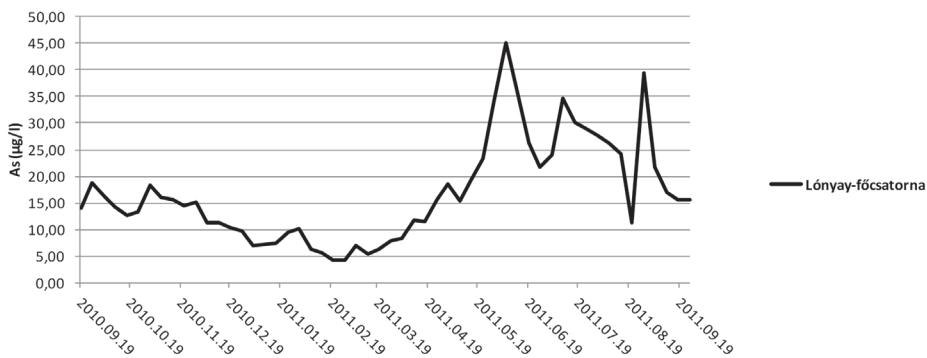
Statisztikai értékelésnél az adatokat mintavételi helyekre és évszakokra lebontva ábrázoltuk és hasonlítottuk össze. A mért értékek kiértékeléséhez felhasználtuk a FETIVÍZIG által mért aktuális vízállás és vízhozam méréseket is. Az egyes adatsoportok (mintavételi helyek) közötti különbségeket Kruskal-Wallis próbával vizsgáltuk meg, post hoc tesztként Mann-Whitney próbát alkalmaztunk Bonferroni korrekcióval.

A mérési adatok kiértékeléséhez az SPSS 19 for WINDOWS és Microsoft Excel 2007 szoftvereket használtuk.

Eredmények

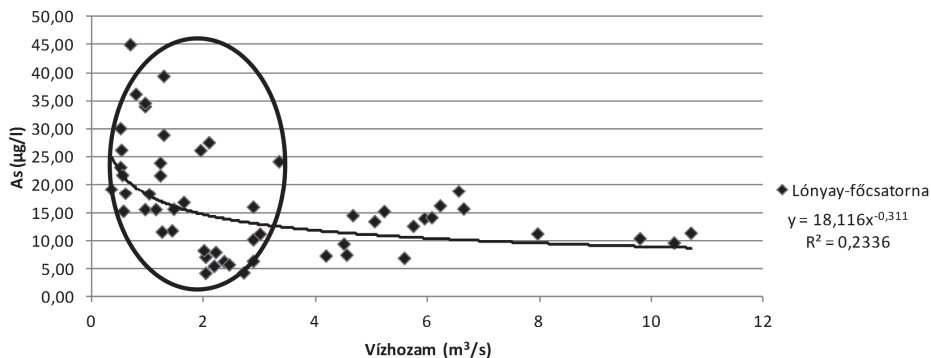
Az arzén mennyiségi változása

A Lónyay-főcsatorna esetében a vizsgált időszakban az arzén koncentrációja 4 és 45 µg/l között ingadozott (átlagosan 16,7 µg/l). Nagyobb mennyiségben, és a gyakrabban lehulló csapadék következtében a mért értékek 2010. szeptember és 2011. március közötti időszakban (2. ábra) 5–20 µg/l között változtak. Áprilistól kezdődően azonban szembetűnik a változás. A megszűnő csapadéktöbblet következtében a koncentráció erőteljesebb ingadozása, valamint mennyiségi növekedése is megfigyelhető. Jelentős mértékű növekedés a vizsgált időszakban nem következett be, ami azt jelentheti, hogy antropogén eredetű szennyezés nem történt ebben az időszakban a vizsgált területen.



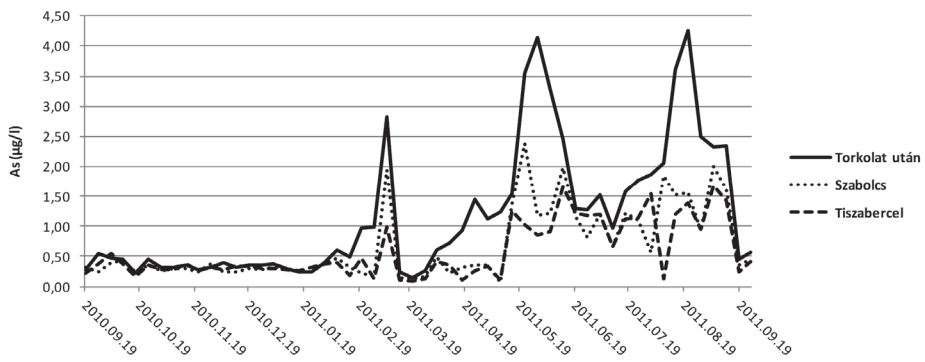
2. ábra Az arzén mennyiségének változása a Lónyay-főcsatornán
Figure 2. Changes of arsenic concentration in the Canal Lónyay

A mért értékeket a napi átlagos vízhozam függvényében ábrázolva hatvány jelleget lehetett megállapítani. A növekvő csapadék hatására növekedett a felszíni lefolyás, valamint csökkent a koncentráció a hígulás következtében (3. ábra). Az adatok jelentős része a 0,5–3 m³/s tartomány között ingadozott.



3. ábra Az arzén mennyiségének alakulása a vízhozam függvényében
Figure 3. Arsenic concentration and discharge in the Canal Lónyay

A Tisza esetében ezek az értékek jóval kisebbek voltak, összehasonlítva a főcsatornán mért értékekkel. Ennek oka az, hogy a Tisza vízhozama átlagosan 400-szor nagyobb, mint a főcsatornáé. A Tiszán az egyes mintavételi helyek arzénkoncentrációi az alábbiak szerint alakultak; Tiszabercel: 0,09–1,68 $\mu\text{g/l}$ átlagosan 0,58 $\mu\text{g/l}$; Szabolcs: 0,06–3,12 $\mu\text{g/l}$ átlagosan 0,73 $\mu\text{g/l}$. A legnagyobb mennyiségi változást a torkolat utáni eredmények hozták. Ebben az esetben az értékek 0,15–4,26 $\mu\text{g/l}$ között szóródtak, átlagosan 1,16 $\mu\text{g/l}$ (4. ábra). Ennek oka a csatorna becsatlakozása, valamint a torkolat utáni szakaszon az enyhe keveredés, lassú hígulás. A szabolcsi mintavételi pontig a folyó több mint 4 km-t tesz meg, ami már elegendő a teljes keveredéshez, és az értékek is hasonlóan ingadoznak, mint a tiszaberceli mintavételi ponton (O'REILLY et al. 2010).

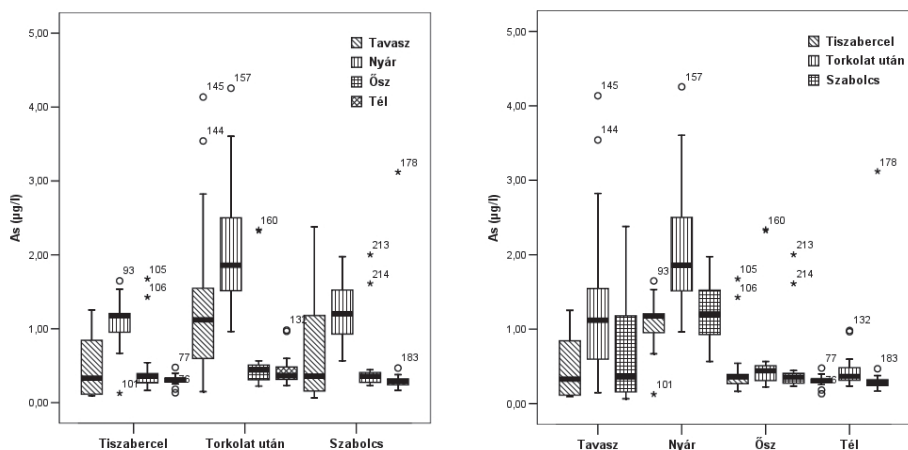


4. ábra Az arzén mennyiségének változása a Tiszán
Figure 4. Changes of arsenic concentration in the River Tisza

A tiszai mintavételi pontok koncentráció értékeit a vízhozam függvényében ábrázolva szintén hatvány jellegű összefüggést tudunk megállapítani. Az adatok jelentős része a 100–450 m^3/s tartomány között ingadozik.

Az arzén mennyiségének szezonális változása az egyes mintavételi helyeken

A kapott adatokat évszakokra és mintavételi helyekre lebontva is összehasonlítottuk. Szezonálisan a tavaszi és a nyári értékek nagyobb ingadozást mutatnak. A téli és az őszi alacsonyabb hőmérséklet, valamint a csapadék szilárd halmazállapota miatt a mért arzén koncentrációja csökkent. A melegebb hónapokban a vegetációs periódus és ezzel együtt a talajművelés kezdetével, valamint a megnövekedett csapadékmennyiség miatt nőtt a beoldódás mértéke. Mivel a felszíni vízfolyások bizonyos helyeken belemetszenek a talajvízbe, ezért a megnövekedett csapadék hatására emelkedik a talajvíz és vele együtt a kioldódás. Ennek hatására a koncentráció-értékek megnöttek, illetve a variációjuk is nagyobb lett (5/a ábra). Ha a mintavételi helyeket hasonlítjuk össze (5/b ábra), akkor azt tapasztaljuk, hogy minden évszakban a torkolat utáni mintavételi helyen mért koncentráció-értékek magasabbak, mint a másik 2 tiszai helyen.



5. ábra Az arzén mennyiségének változása szezonálisan (a), és mintavételi helyek szerint (b)
 Figure 5. Seasonal (a) and locational (b) changes of arsenic concentration

Egyéb vízkémiai paraméterek mennyiségi ingadozása

A vizsgálatok kiterjedtek a nátrium és a vezetőképesség heti, illetve a növényi tápanyagforgalom elemeinek havi vizsgálatára. Ezeknek a vizsgálatoknak az volt a célja, hogy képet kapjunk a terület vízminőségi állapotáról, illetve hogy van-e kapcsolat ezen vízkémiai paraméterek és az arzén között.

A mérési eredmények alapján elmondható, hogy a főcsatorna vize a növényi tápanyagforgalom tekintetében kb. 5–8-szor olyan szennyezett, mint a Tisza. Ez egyrészt a területen folyó intenzív mezőgazdaság, valamint a szennyvíztisztító telepek túlterhelésének, elavulásának következménye. Az intenzív műtrágyázás hatására a mobilisebb elemek a csapadékkal a felszíni vizekbe mosódnak, növelve ezzel a háttérszennyezettséget (GARNIER et al. 2010, PIRKHOFER et al. 2013, SZABÓ 2004, SZABÓ 2008, SZALAI et al. 2004). A nátrium mennyiségi alakulása egyrészt mutatja a megnövekedett vízhasználatot, valamint ezzel együtt a tisztítás hatékonyságának elmaradását. A geológiai szerkezetnek köszönhetően a területen több termálfvízforrás és az azokra települt gyógyfürdő is található, melyek az elhasználandó vizet a főcsatornába engedik, növelve ezzel a nátrium mennyiségét. Mivel a termálfvíz egyéb komponenseket is tartalmaz a fajlagos elektromos vezetőképesség is 3-szor akkora, mint a Tiszán mért értékek. A koncentráció-értékek alapján megállapítható (1. táblázat), hogy a torkolat utáni mintavételi ponton az esetek döntő többségében – csekély értékben ugyan - de nagyobb a nitrát, az ammónium, az ortofoszfát és a nátrium koncentráció, mint a torkolat feletti, és a torkolattól távolabbi mintavételi ponton. Ez azt jelenti, hogy az antropogén hatásra bekövetkező szennyezés érezhető hatásait a torkolat környéki szakaszon, azonban ez csak helyi jellegű, mert a hígulás és a keveredés következtében a változás mértéke mérséklődik a távolabbi mintavételig.

1. táblázat A mintavételi helyeken mért vízkémiai változók adatai
 Table 1. Water chemical variables of the sampling sites

	Lónyay-főcsatorna	Tiszabercel	Torkolat után	Szabolcs
	átlag±szórás	átlag ± szórás	átlag ± szórás	átlag ± szórás
NO ₃ ⁻ (mg/l)	8,2 ± 3,5	3,0 ± 2,1	3,3 ± 2,1	3,3 ± 2,1
NH ₄ ⁺ (mg/l)	1,1 ± 0,8	0,4 ± 0,2	0,7 ± 0,8	0,6 ± 0,7
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,6 ± 0,2	0,1 ± 0,04	0,2 ± 0,1	0,1 ± 0,1
Na ⁺ (mg/l)	75,4 ± 27,8	22,5 ± 7,6	25,4 ± 8,5	22,7 ± 7,4
Vezető-képesség (μS/cm)	969,1 ± 104,5	395,3 ± 76,4	427,7 ± 72,9	388,7 ± 77,1

A nátrium (6/d. ábra) az ortofoszfát (6/b. ábra) és a nitrát (6/a. ábra) mennyiségi eloszlását box-plot diagramon ábrázolva hasonló ingadozásokat lehet tapasztalni, mint az arzén esetében (2. és 4. ábra). Ezen a két paraméteren is felfedezhető, hogy a csapadékosabb időszakban (2010. szeptember és 2011. március között) mérsékeltek az ingadozások, valamint a kapott koncentrációk is alacsonyabbak a szárazabb időszakhoz képest. A szárazabb időszakban megnő az ingadozások mértéke, illetve a legnagyobb mennyiséget is ebben az időszakban éri el. A tavaszi vegetáció kezdetével és az intenzívebb műtrágyázás hatására a növényi tápanyagforgalom elemei ugrásszerűen megnövekednek (AL-TAANI 2011). Ezek közül is a legnagyobb mértékű ugrás az ortofoszfát esetében tapasztalható.

Az eredmények statisztikai elemzése

A mintavételi helyek eredményeit statisztikai vizsgálatoknak vetettük alá. A Mann-Whitney próba azt mutatja, hogy a Lónyay-főcsatorna minden esetben szignifikánsan különbözik ($p < 0,05$) a tiszai mintáktól az arzén tekintetében. Ha csak a tiszai mintavételi pontokat vesszük figyelembe, akkor az eredmények azt mutatják, hogy a torkolat utáni szakasz szignifikánsan különbözik a másik két tiszai mintavétel eredményeitől. Ez az eltérés bizonyítja a főcsatorna módosító hatását. Szezonális ingadozások tekintetében, amíg a tavaszi hónapok csak a nyári és a téli hónapoktól, addig a nyári hónapok minden hónaptól szignifikánsan különböznek.

További összefüggéseket kerestünk az arzén, a nátrium és a vezetőképesség mért értékei között. Ennek érdekében korrelációs vizsgálatokat végeztünk (2. táblázat).

A korreláció vizsgálata során a Lónyai-főcsatorna – Szabolcs esetében volt a leggyengébb a kapcsolat, ami azt mutatja, hogy ez a két mintavételi hely eltér egymástól. A legerősebb kapcsolatot a Szabolcs – Torkolat után mért arzén koncentrációértékek esetében tapasztaltuk (3. táblázat).

2. táblázat A vízkémiai változók korrelációi mintavételi helyenként
 Table 2. Correlations of the water chemical variables by sampling sites

Lónyay-főcsatorna					Torkolat után				
	As	Vezető- képes- ség	Na ⁺	Víz- hozam		As	Vezető- képes- ség	Na ⁺	Víz- hozam
As		0.3292	0.5951	-0.4125	As		-0.0122	0.2235	-0.3939
Vezető- képes- ség	0.3292		0.5821	-0,4158	Vezető- képes- ség	-0.0122		0.3861	-0.2375
Na ⁺	0.5951	0,5821		-0,5468	Na ⁺	0.2235	0.3861		-0.5605
Víz- hozam	-0.4125	-0,4158	-0,5486		Víz- hozam	-0.3939	-0.2375	-0.5605	
Tiszabercel					Szabolcs				
	As	Vezető- képes- ség	Na ⁺	m ³ /s		As	Vezető- képes- ség	Na ⁺	Víz- hozam
As		0.0645	0.3804	-0.4019	As		0.0874	0.3338	-0.3967
Vezető- képes- ség	0.0645		0.6348	-0.3558	Vezető- képes- ség	0.08747		0.5672	-0.3207
Na ⁺	0.3804	0.6348		-0.5269	Na ⁺	0.3338	0.5672		-0.5483
Víz- hozam	-0.4019	-0.3558	-0.5269		Víz- hozam	-0.3967	-0.3207	-0.5483	

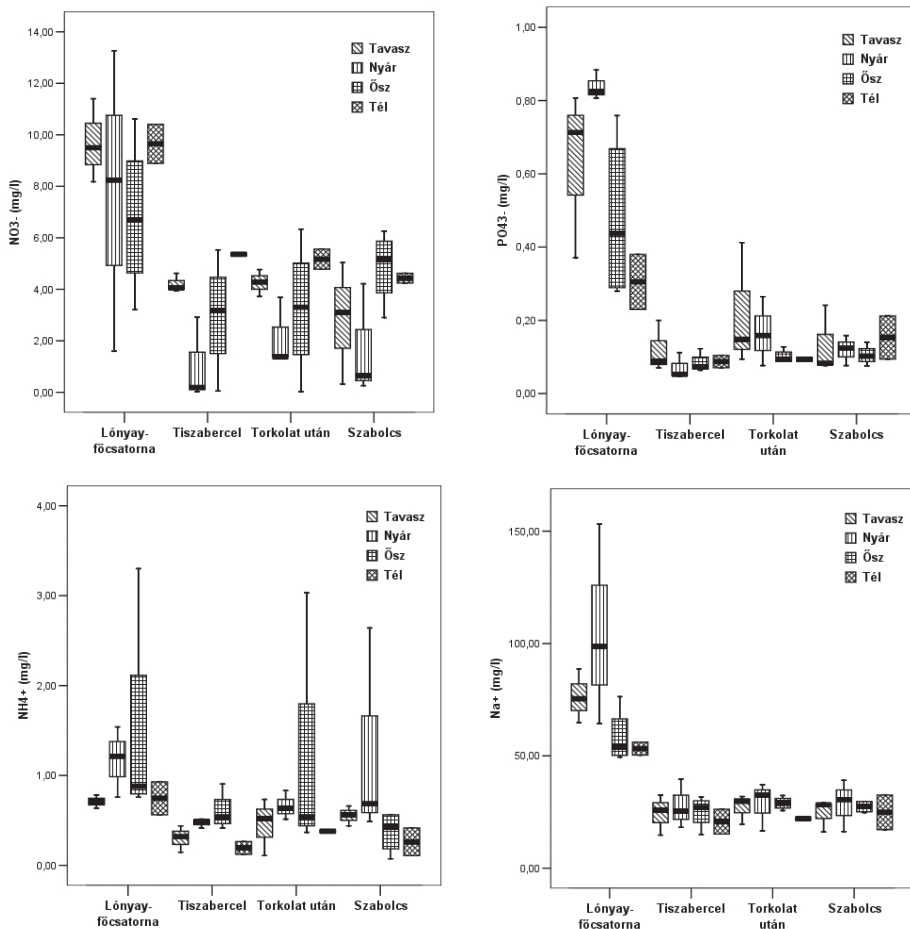
3. táblázat Az egyes mintavételi helyeken mért arzénkoncentrációk közötti korreláció
 Table 3. Correlation of arsenic concentrations by sampling sites

	Lónyay- főcsatorna	Tiszabercel	Torkolat után
Tiszabercel	0.5998		
Torkolat után	0.5917	0.7215	
Szabolcs	0.5482	0.791	0.8278

A korreláció vizsgálatát elvégeztük az egyes paraméterek között, mintavételi helytől függetlenül is (4. táblázat). Ebben az esetben több komponens között tapasztaltunk erős kapcsolatot. Ezek közül is a legerősebb az arzén és az ortofoszfát közötti kapcsolat. Szintén erős pozitív kapcsolatot észleltünk az arzén-nátrium, arzén-vezetőképesség, valamint a nátrium-vezetőképesség között.

4. táblázat Az egyes vízkémiai paraméterek közötti korreláció
Table 4. Correlations between water chemical variables

	As	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	Vezető- képesség
As	1	0,515	0,915	0,357	0,899	0,832
NO ₃ ⁻	0,515	1	0,528	-0,124	0,559	0,659
PO ₄ ³⁻	0,915	0,528	1	0,336	0,843	0,801
NH ₄ ⁺	0,357	-0,124	0,336	1	0,333	0,233
Na ⁺	0,899	0,559	0,843	0,333	1	0,854
Vezető- képesség	0,832	0,695	0,801	0,233	0,854	1



6. ábra Az egyes helyeken mért vízkémiai paraméterek szezonális ingadozása
Figure 6. Seasonal variations of water chemical parameters at the sampling sites

Diszkusszió

Az Erdélyi Érc-hegységből származó arzéndús üledékből kioldódó arzénvegyületek módosító hatással bírnak a felszíni és felszín alatti vizek minőségére. Mivel a felszíni vízfolyások egyes helyeken belemetszenek a talajvízbe, ennek következtében a magasabb térszínekről érkező vízfolyások kémiai jellege módosul (NAGY 2004, WITTNER et al. 2004). Ezzel együtt a mezőgazdaság, valamint a környező településeken található szennyvíztisztító telepek korszerűtlen technológiája miatt jelentős többletterhelést jelentenek az élővizeknek. Ezt mutatja a nátrium mennyiségének ingadozása a Lónyay-főcsatornán. Vele együtt a geológiai szerkezet, valamint a mezőgazdasági talajművelés hatására az arzén is hasonlóképpen ingadozik, mint a nátrium (CHAUHAN et al. 2011, ERDÉLYI 1991).

A főcsatornán a vízhozam csökkenésével, valamint a vízfolyás lelassulásával az arzén mennyisége megnövekszik. Ezt jól mutatja, hogy a 0,2–4 m³/s körüli vízhozam értékeknél találjuk az adatok jelentős részét (3. ábra). A determinációs együttható alacsony értéke ($R^2 < 0,5$) azt mutatja, hogy szignifikáns összefüggést nem lehet megállapítani a vízhozam és a mért koncentráció között. Magasabb vízhozam esetén is történik hígulás, azonban magasabb vízhozam mellett is lehetett mérni 15 µg/l körüli értékeket. Nagyobb esőzések és hóolvadás után a vízhozam növekedését tapasztaltuk, és ezzel együtt megnőtt a hígulás mértéke is. Ez a koncentrátság, és az alacsony vízhozam miatti hígulás hiánya bizonyítja a Tiszára kifejtett hatását.

A három tiszai mintavételi pont közül a szabolcsi értékek adták a legnagyobb determinációs együtthatót, azonban itt sem haladja meg a kritikus határértéket. Ebben az esetben sincs szignifikáns összefüggés a vízhozam és a mért koncentráció-érték között. Azonban az is elmondható, hogy ezen a mintavételi helyen érvényesül legjobban az arzén mennyiségi hígulása a vízhozam következtében.

Mind a 4 mintavételi helyen negatív korrelációs értéket lehet tapasztalni a vízhozam és az arzén között (2. táblázat). Ez azt jelenti, hogy minél nagyobb a vízhozam, annál kisebb a mért érték. A legerősebb kapcsolat a torkolat utáni mintavételi helyen észlelhető. A nátrium és az arzén között a legszorosabb kapcsolat a főcsatorna esetében mutatható ki. Növekvő nátriummal együtt nő az arzén mennyisége is. Az is megfigyelhető, hogy a szabolcsi mintavételi helyig bekövetkező hígulás mértéke nem éri el a felső folyószakaszon mért értéket. Leggyengébb kapcsolat a torkolat utáni mintavételi helyen tapasztalható. Ebből arra tudunk következtetni, hogy a főcsatorna által szállított víz hatása a távolabbi mintavételi pontig alig észrevehető (3. táblázat). Az arzén és a vezetőképesség közötti korreláció a torkolatot követő folyószakaszon negatív értéket mutat. A kapcsolat erőssége minden mintavételi pont esetében gyenge, érdemi összefüggés nem mutatható ki közöttük.

Mivel a Lónyay-főcsatorna vízgyűjtő területén a felszíni és a felszín alatti vizek szoros kapcsolatban vannak egymással, így a csapadék következtében a beszivárgást, valamint a felszíni lefolyást is jelentősen befolyásolják (KERSEBAUM et al. 2003, MENCIO és MAS-PLA 2008), ezzel együtt a kioldódás mértékére is hatást gyakorolnak. A statisztikai vizsgálatok azt igazolták, hogy a növekvő vízhozam hatására a nátrium, az arzén, valamint az egyéb komponensek mennyisége lecsökken, a szárazabb időszakokban pedig erőteljes ingadozást tapasztalhatunk mindkét felszíni víztest esetében. A szezonális ingadozások esetében arra a megállapításra jutottunk, hogy a nyári hónapok szignifikánsan különböznek a többi hónapoktól. Ez az eltérés az időszakosan megjelenő eseményserű, hirtelen lezúduló

esőzések következtében jöhet létre. A hidegebb hónapokban csökken a lefolyás, és vele együtt a kioldódás mértéke is.

Az egyes mintavételi helyeken is eltéréseket lehet megfigyelni. Jellemző, hogy a főcsatornán mért paraméterek koncentráció-értékei (nátrium, ortofoszfát, vezetőképesség) meghaladják a Tiszán mért értékeket (LASSALETTA et al. 2009, HERZOG et al. 2008). Ez a többletterhelés a torkolat utáni mintavételi helyeken is érzékelteti hatását. A korrelációs vizsgálat eredménye azt mutatja, hogy az ortofoszfát-arzén (4. táblázat) között igen erős a kapcsolat. Ez abból adódik, hogy az arzén a legnagyobb mennyiségben a foszfátércekben fordul elő, és ezek feldolgozása során a foszforműtrágyákba (PAPP és ROLF 1992) kerül, a talajra kijuttatva többletterhelést jelent a környezetre.

Szignifikáns eltérést lehet tapasztalni a becsatlakozás feletti és alatti folyószakasz koncentráció-értéke, valamint vízminősége között. A statisztikai vizsgálatok azt is kimutatták, hogy a felsőbb, és az alsóbb folyószakasz értékei nem térnek el szignifikánsan egymástól. Ez tehát azt jelenti, hogy a legtávolabbi mintavételi helyig a főcsatorna által szállított víz felhígul, keveredik. Az egyes mintavételi helyek közötti korrelációs vizsgálat eredményei is ezt a megállapítást támasztják alá (JUDOVÁ és JANSKY 2005).

Vizsgálataink alapján a Lónyay-főcsatorna szignifikáns hatását mutattuk ki az arzén, valamint egyéb vízkémiai paraméterek tekintetében. Ezeknek a hatásoknak a mértéke évszakonként változik a csapadék, a hőmérséklet és a vízhozam függvényében. A 6/2002 (XI.5.) KvVM rendelet VII. számú mellékletének folyószakaszonkénti besorolása nem véletlenül adja meg a csatorna torkolata feletti szakaszt márnás-dévères, míg alatta csak dévères besorolású vízként.

Köszönetnyilvánítás

A kutatás a TÁMOP-4.2.4.A/2-11/1-2012-0001 azonosító számú Nemzeti Kiválóság Program – Hazai hallgatói, illetve kutatói személyi támogatást biztosító rendszer kidolgozása és működtetése konvergencia program című kiemelt projekt keretében zajlott. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg.

Irodalomjegyzék

- 201/2001. X.25. Kormányrendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről
- 6/2002. (XI. 5.) KvVM rendelet az ivóvízkivételre használt vagy ivóvízbázisnak kijelölt felszíni víz, valamint a halak életfeltételeinek biztosítására kijelölt felszíni vizek szennyezettségi határértékeiről és azok ellenőrzéséről.
- AL-TAANI, A. 2013: Seasonal variations in water quality of Al-Wehda Dam north of Jordan and water suitability for irrigation in summer. *Arab J Geosci* 6: 1131–1140.
- BALÁZSY S., BOYKO N. 2007: Szennyeződések, szennyezők, hatások a Felső-Tisza-vidék ökológiailag érzékeny területein. Bessenyei György Könyvkiadó Nyíregyháza pp. 183–216.
- CHAUHAN, V.S., YUNUS, M., SANKARARAMAKRISHAN, N. 2011: Geochemistry and mobilization of arsenic in Shuklaganj area of Kanpur–Unnao district, Uttar Pradesh, India. *Environmental monitoring and assessment* 184(8): 4889–4901.
- CSÁSZÁR J. 1999: Water quality of Hungarian reach of the River Szamos. *Tiscia monograph series*, 3: 105–131.
- DEMARCO, M.J., SENGUPTA A.K., GREENLEAF J.E. 2003: Arsenic Removal Using Polymeric/Inorganic Hybrid Sorbent. *Wat.Res.* 37: 164–176.
- ERDÉLYI M. 1991: A tiszántúli arzénos rétegvíz hidrogeológiája. *Földrajzi Értesítő* 40: 3-4.füzet, pp. 231–250.
- EU 95/C 131/03 direktíva
- FEJES I., FARSANG A., PUSKÁS I. 2012: Potential effects of the contaminated groundwater on human health in Szeged, SE Hungary. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 7(3): 119–126.

- FEJES I., FARSANG, A., M. TÓTH T. 2012: Talajvíz-minőségi és -mennyiségi monitoring városi környezetben Szegeden. *Földrajzi Közlemények* 136:(3) pp. 254–270.
- FIELDS K.A., CHEN, A., WANG L. 2000: Arsenic Removal from Drinking Water by Coagulation/Filtration and Lime Softening Plants. EPA 600/R-00/063,
- FLETCHER, T., LEONARDI, G., HOUGH, R. GOESSLER, W., GURZAU, E., KOPPOVA, K., RUDNAI, P., CLEMENS, F., KUMAR, R., VAHTER, M. 2006: Long-term arsenic exposure and cancer risk – sensitivity to choice of indicators based on recent and lifetime arsenic intake. *Epidemiology* 17: S307
- FÖLDEVÁRINÉ V. M. 1975: A területi geokémiai kutatás elméleti és gyakorlati módszerei. A Magyar Állami Földtani Intézet alkalmi kiadványa, 2005
- FRUMKIN, H., THUN, M.J. 2001: Arsenic. *A Cancer Journal for Clinicians* 51, (4) 254–262.
- FÜGEDI U., SZURKOS G., VERMES J. 2004: Éghajlatváltozások geokémiai hatásai Magyarország középső és keleti részén. A Magyar Állami Földtani Intézet Évi Jelentése, 65–71.
- GARNIER, M., RECANATESI, F., RIPA, M.N., LEONE, A. 2010: Agricultural nitrate monitoring in a lake basin in Central Italy: a further step ahead towards an integrated nutrient management aimed at controlling water pollution. *Environmental Monitoring and Assessment* 170: 273–286.
- HAAS, J. PÉRÓ, Cs. 2004: Mesozoic evolution of the Tisza Mega-unit. *International Journal of Earth Sciences*, 93(2): 297–313.
- HERZOG, F., PRASUHN, V., SPIESS, E., RICHNER, W. 2008: Walter Richner Environmental cross-compliance mitigates nitrogen and phosphorus pollution from Swiss agriculture. *Environmental Science & Policy* 11: 655–668.
- JONES, F.T. 2007: A broad view of arsenic. *Poultry Science* 86, 2–14.
- JUDOVÁ, P., JANSKY, B. 2005: Water quality in rural areas of the Czech Republic. *Limnologia* 35: 160–168.
- KERÉNYI A., FAZEKAS I., SZABÓ Gy., SZABÓ Sz. 2003: Környezeti problémák és megoldási lehetőségek In: Teplán I (szerk.) *A Tisza és vízrendszere I-II*. Budapest: MTA Társadalomkutató Központ pp. 179-202. (Magyarország az ezredfordulón. Stratégiai tanulmányok a Magyar Tudományos Akadémián. A Területfejlesztési Program Tudományos Alapozása. A Tisza; 4.
- KERSEBAUM, K. C., STEIDEL, J., BAUER, O., PIORR, H.-P. 2003: Modelling scenarios to assess the effects of different agricultural management and land use options to reduce diffuse nitrogen pollution into the river Elbe. *Physics and Chemistry of the Earth* 28: 537–545.
- KORCSMÁROS I., SZÓKEFALVI-NAGY Z. 1980: Szervetlen kémia. Tankönyvkiadó, Budapest
- LASSALETTA, L., GARCIA-GÓMEZ, H., GIMENO, B.S., ROVIRA, J.V. 2009: Agriculture-induced increase in nitrate concentrations in stream waters of a large Mediterranean catchment over 25 years (1981–2005). *Science of the Total Environment* 407: 6034–6043.
- LIANG, N., YANG, L., DAI, J., PANG, X. 2011: Heavy Metal Pollution in Surface Water of Linglong Gold Mining Area, China. *Procedia Environmental Sciences* 10: 914–917.
- MAACKLIN, M.G., BREWER, P.A., BALTEANU, D.B., COULTHARD, T.J., DRIGA, B., HOWARD, A.J., ZAHARIA, S. 2003: The long term fate and environmental significance of contaminant metals released by the January and March 2000 mining tailings dam failures in Maramures, County, upper Tisa Basin, Romania. *Applied Geochemistry* 18: 241–257.
- MENCIO, A., MAS-PLA, J. 2008: Assessment by multivariate analysis of groundwater–surface water interactions in urbanized Mediterranean streams. *Journal of Hydrology* 352: 355–366.
- MSZ 12750-17:1974 Felszíni vizek vizsgálata. Foszforsók meghatározása
- MSZ 12750-18:1974 Felszíni vizek vizsgálata. Nitráttartalom meghatározása
- MSZ 260-9:1988 Szennyvizek vizsgálata. Az ammóniumion-tartalom meghatározása
- MSZ EN ISO 11969:1998 Vízminőség. Az arzén meghatározása. Atomabszorpciós spektrometriás (hidridtechnikás) módszer (ISO 11969:1996)
- NAGY S. A., DÉVAI Gy., TAKÁCS P., GECSEI J. 2004: Helyszíni vízvizsgálatok a Lónyai-főcsatornán és főbb mellékvízfolyásain. *Hidrológiai Közöny* 84(5–6): 94–96.
- O'REILLY, J., WATTS, M.J., SHAW, R.A., MARCILLA, A.L., WARD, N.I. 2010: Arsenic contamination of natural waters in San Juan and La Pampa, Argentina. *Environ Geochem Health* 32: 491–515.
- ÓDOR, L., HORVÁTH, I., FÜGEDI, U. 1997: Low-density geochemical mapping in Hungary. *Journal of Geochemical Exploration* 60: 55–66.
- PAPP S., ROLF K. 1992: Környezeti kémia. Tankönyvkiadó, Budapest
- PIRKHOFFER E., CZIGÁNY Sz., HEGEDŰS P., BALATONYI L., LÓCZY D. 2013: Lefolyási viszonyok talajszempontú analízise ultra-kisméretű vízgyűjtőkön. *Tájékológiai Lapok* 11(1): 105–123.
- SHARMA, V.K., SOHN, M. 2009: Aquatic arsenic: Toxicity, speciation, transformations, and remediation. *Environment International* 35: 743–759.
- SÍPOS, P., NÉMETH, T., MAY, Z., SZALAI, Z. 2011: Accumulation of trace elements in the Fe-rich nodules in a neutral-slightly alkaline floodplain soil. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 6(1): 13–22.

- SZABÓ, GY., ELEK, Z., SZABÓ, SZ. 2008: Study of heavy metals in the soil-plant system. *Cereal Research Communications* 36: 403–406.
- SZABÓ, GY., ANGYAL, A., CSIKÓS, A., BESSENYEI, É., TÓTH, E., KISS, P., CSORBA, P., SZABÓ, SZ. 2010a: Examination of the groundwater pollution at lowland settlements. *Studia Universitatis Vasila Goldos Arad – Seria Stiintele Vietii (Life Sciences Series)* 20(4): 89–95.
- SZABÓ SZ. 2004: Talajtulajdonságok szerepének értékelése egy tájérzékenységi-vizsgálat példáján. *Studia Geographica*, Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen, 152 p.
- SZABÓ, SZ., GOSZTONYI, GY., PROKISCH, J. 2010b: Measure of heavy metal load in the floodplain of River Tisza. *Scientific Annals School of Geology Aristotle University of Thessaloniki*, Thessaloniki: Carpathian-Balkan Geological Association, pp. 133–139.
- SZALAI Z. 1998: Nyomelem-eloszlási típusok természeteshez közeli állapotú ártéri területek talajaiban és üledékeiben: A Háros-sziget mintaterület alapján. *Hungarian Geographical Bulletin* 47(1): 19–30.
- SZALAI, Z., JAKAB, G., MADARÁSZ, B. 2004: Estimating the vertical distribution of groundwater Cd and Cu contents in alluvial sediments (River Danube) In: Aagard P (szerk.) *Proceedings of the International Workshop : Saturated and unsaturated zone: integration of process knowledge into effective models: COST action 629, Fate, Impact and Indicators of Water Pollution in Natural Porous Media*. 303–312.
- SZÜCS P., SALLAI F., ZÁKÁNYI B., MADARÁSZ T. 2009: *Vízkezelés- és védelem. Bibo Kiadó Miskolc*
- TÓTH GY., EGERER F., NEMESÁNSZKY, K. 1985: *Magyarország Vízegeokémiai Atlasza. (Hydrogeochemical Atlas of Hungary.) M=1:1 000 000. — MÁFI kiadvány. Kézirat.*
- URBANCSÉK J. 1981: *Magyarország mélyfúrású kútjainak katasztere. – OVH Vízgazdálkodási Intézet X., Budapest, 655 p.*
- VIRÁG M. 2011: *Az ivóvízminőség-javító program Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei sajátosságai Miskolci Egyetem, Multi diszciplináris tudományok, 1. kötet 1. szám, pp. 315–324.*
- VIRÁG M. 2013: *Felszín alatti vízadó összletek komplex hidrogeológiai vizsgálata a Felső-Tisza vidéken. Doktori (PhD) értekezés, Miskolci Egyetem*
- WITTNER I., DÉVAI GY., NAGY S.A., TAKÁCS P., VADNAY Á., PUSKÁS E.SZ., BOGÁR É.V, BARKÁNYI M. 2004: *A Lónyay-főcsatorna vízrendszerének vízminőségi állapotértékelése. In: Kókai Sándor (szerk.) A Magyar Tudományos Akadémia Szabolcs-Szatmár-Bereg Megyei Tudományos Testületének XIII. évi közgyűléssel egybekötött tudományos ülésének előadásai: Nyíregyháza, Nyíregyházi Főiskola, 2004. október 1-2.*

STUDY OF SOME WATER CHEMICAL VARIABLES, SODIUM AND ARSENIC CONCENTRATION
IN A SECTION OF THE UPPER-TISZA REGION

G. TÜRK¹, J. PROKISCH²

¹University of Debrecen, Department of Physical Geography and Geoinformatics, ²University of Debrecen, Institute of Animal Science, Biotechnology and Nature Conservation, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1. e-mail: trkgr87@gmail.com, jprokisch@agr.unideb.hu

Occasionally high arsenic concentrations of groundwater are the result of the natural geochemical processes in contrast to anthropogenic contaminations. Nowadays, arsenic is the most considerable natural contamination in groundwater and its reduction belongs to the great challenge of water management in the 21st century. The catchment area of the Main Canal Lónyay is qualified as an area potentially polluted by arsenic as the result of geological processes. However, this hazard endangers not only the residents living in the region of Nyírség, but also it appears in other areas of the Great Hungarian Plain. The floor-level of the main channel incises to the ground-water level in some points of the catchment area due to its structural character. In consequence, substantial amount of ground-water can get into certain mainstreams by which arsenic can also get into the surface water bodies. In this area there's no remarkable industrial institution which could mean further contamination to water bodies. However, it can cause pollution in leachate collected from certain landfills. We revealed a power-law relationship in the correlation of arsenic and runoff in both cases of surface water bodies (Tisza and Main Canal Lónyay). Runoff is increased and concentration is precipitously decreased by the increasing amount of precipitation. The values, measured below the firth at sample location, were exceeded the values of upper and lower river sections in both cases of arsenic and nutrient turnover. We experienced significant differences among sample locations of Tisza in point of every measured component. Arsenic concentration was below the threshold level in all samples.

THE POLLUTANTS MONITORING IN THE INDUSTRIAL WASTEWATERS—A CASE STUDY CONDUCTED IN RESIȚA MUNICIPALITY, CARAȘ SEVERIN COUNTY, ROMANIA

ALEXA Vasile, KISS Imre

Department of Engineering and Management, Faculty of Engineering Hunedoara, University Politehnica Timisoara, Revolutiei 5, 331128 Hunedoara, Romania, e-mail: imre.kiss@fih.upt.ro

Keywords: pollutants, monitoring, waste waters, metallic elements, impact

Abstract: Currently, the big companies should be concerned with achieving environmental performance by controlling the environmental impact of the work they carry out. These concerns fall within the context of developing economic and legislative policies, measures to encourage the environmental protection, increasing concerns of interested parties in the environmental issues and sustainable development. Integrated environmental authorization is issued by the competent authority in order to ensure a high level of protection for the environment as a whole, subject to regulations on the quality of air, water and soil. The monitoring plan must include the monitoring of emissions and imissions in air, the monitoring of emissions in water, the monitoring of the soils qualities and the monitoring of the groundwaters. In this paper, the results of monitoring the particulate matter emissions, sediment particulate emissions and immission level are presented, based on a case study conducted on the administrative territory of Resița municipality, Caraș Severin county (Romania). Based on the results of monitoring the production activities, in order to reduce the pollutant emission and immission levels, some conclusions and remarks are presented. We have analyzed the quantities of metallic elements (Mn, Ni, Zn, Cr, Cu and Pb) found in the wastewater from the areas of steel works and rolling mills, and we performed a calculation of pollutants in water, based on the measurements made, between 2008–2012, in accordance with the Romanian standards and legislative requirements.

Introduction

Many industrial manufacturing processes produce wastewaters containing dissolved metals. Included among them are metals like lead, manganese, nickel, cadmium, zinc, copper and chromium. As a result of improper treatment prior to discharge, many dissolved metals have been found in harmful concentrations in groundwaters which are destined for potable drinking water (AYRES et al. 1994, CHAPMAN 1996, CUSHNIE 1994). In small quantities, certain heavy metals are nutritionally essential for a healthy life, but large amounts of any of them may cause acute or chronic toxicity (poisoning). In addition to concerns for human health and the environment, an increased desire to reuse and/or recycle industrial wastewaters also requires that metals removal occur in order to meet influent water quality requirement needed by the manufacturing process and equipment (AYRES et al. 1994, BAYSAL et al. 2013, OMRAN 2011, STRUGARIU and HEPUȚ 2012). Wastewater treatment systems are designed to reduce metal contaminants to meet discharge requirements and/or achieve the water quality level needed for reuse and recycling.

The protection of groundwater and surface water resources and the aquatic ecosystems is to improve and maintain their natural quality, in order to avoid negative effects on the environment and human health, in the context of achieving sustainable development (CHAPMAN 1996, CUSA and ENACHESCU 1993). The maximum permissible concentrations of pollutants contained in wastewater, discharged into water resources, in permeable

soils or depressions with natural drainage and in sewage systems, are determined for the discharge area according to the capacity of the receptors, and are mentioned in the permits and authorizations for water management issued to the water users. Environmental impact of heavy metals was earlier mostly attributed to industrial sources. In recent years, metal production emissions have decreased in many countries due to strict legislation, improved cleaning/purification technology and altered industrial activities. Therefore, regulations for heavy metal containing waste disposal have been tightened (AYRES et al. 1994, BAYSAL et al. 2013, TMK ANNUAL REPORT 2011, TMK ANNUAL REPORT 2012).

The analysis of wastewater for trace and heavy metal contamination is an important step in ensuring human and environmental health. Wastewater is regulated differently in different countries, but the goal is to minimize the pollution introduced into natural waterways (AYRES et al. 1994, BAYSAL et al. 2013). The National Company “Romanian Waters” seeks, through the national water quality monitoring system, the quality status of groundwater and surface water resources, and the observance of the concentrations of pollutants, included in the regulatory documents issued to users for water quality protection (ALEXA et al. 2012, ALEXA 2013, REPORT 2002, REPORT 2006, REPORT 2008).

The pollution monitoring is a necessary part of any environmental management system, being the basis for a knowingly conducted decision-making process and for developing environmental management strategies. To ensure a thorough decision, it is essential to be fully convinced that the measurements reflect the reality. The discharges into the environment from the major sources are pursued in a general monitoring process of the significant sources of pollutants within the boundaries of an atmospheric area or a river basin. The objectives also include monitoring systems, optimization issues, verification and compliance with legislative requirements, such as allowable emission limits. This study aims to highlight the situation of the site where performs its activities the integrated industrial company TMK Reșița, located on the administrative territory of Reșița municipality, Caraș Severin county.

The geographic and general context

Reșița (Resicabánya [hu], Reschitz [ge]) is a city in western Romania and the capital of Caraș-Severin County (Krassó-Szöregy [hu]), in the Banat region. An important iron and steel center, Reșița is the site of blast furnaces, iron foundries, and plants producing electrical appliances, chemicals and machinery. Reșița has long been considered as the second-largest industrial center of Romania.

The main watercourse that drains the studied area is Bârzava River (it collects water from an area of 917 km² and has a length of 127 km), where the major tributaries, with constant water flow, are the three brooks. The main pollution sources of Bârzava River are the integrated industrial companies (like the above mentioned TMK Reșița). The integrated steel plant is located on the right bank of Bârzava River and the production site has an area of 356,873 m², being located in the northern part of Reșița municipality.

Specific for the company is that, on the above-mentioned territory, the main productive departments are so organized as to constitute virtually separate enclosures, adjacent to the residential and industrial areas. Near the location of the slag dump, there are no protected natural areas, and no areas to protect the natural and cultural patrimony elements. Also,

there are no protected areas for the drinking water and the mineral or thermal water springs. Upstream from Reșița municipality, some reservoirs are built. Downstream by ca. 30 km from TMK Reșița, it is located a drinking water station, in Bârda.



Figure 1. The Caraș–Severin County, in the Banat region of Romania
 1. ábra Krassó-Szörény megye, a romániai Bánát régió

The activities of the company TMK Reșița are: steel–making by electric arc process, continuous casting and vacuum treatment, for the generation of utilities for the basic activities (TMK ANNUAL REPORT 2011, TMK ANNUAL REPORT 2012). Some sectors of the company have ceased the activity or were scraped. Currently, the only activities taking place on site are those related to the electric steel plant and continuous casting, along with support activities of maintenance and supply of utilities which serve the above. From the technological processes, it results metal waste that is further recycled in the process, or liquid solutions that are neutralized and diluted before discharging to sewer (TMK ANNUAL REPORT 2011, TMK ANNUAL REPORT 2012).

The storing of the auxiliary materials used in the process is made inside a separate hall, specially arranged for this purpose. Most of the supporting materials are solid (lumps, pellets, or powders) and packed, and they are not stored directly on the ground. They do not fall into the category of dangerous or high toxicity substances, and that’s why their management does not require special transportation, storage or handling measures (TMK ANNUAL REPORT 2011, TMK ANNUAL REPORT 2012).

The location of the landfill has two impermeable barriers, as follows:

- a natural geological barrier composed of sandy clay, sandstone and conglomerates, with thicknesses of several tens of meters, located beneath the slag dump.
- a built barrier, represented by the actual slag dump, which has an average thickness of 32 m, which was cemented over time, satisfying the conditions of permeability and thickness (permeability of 10^{-9} m/s, layer thickness greater than 0.5 m).

The existence of a natural geological barrier along with another one built assures the required conditions for the deposit waterproofing and groundwater protection. The water from precipitation is discharged into Bârzava River (Țerova Brook), unpolluted, with characteristics similar to natural waters (ALEXA 2012, ALEXA 2013, TMK ANNUAL REPORT 2011, TMK ANNUAL REPORT 2012).

In the technological process of steel-making by electric arc process, the water is used only to cool the various components of the electric furnace (door, vat, vault, electrode supports) and the installation of flue gas capture and treatment (ALEXA 2012, TMK ANNUAL REPORT 2012). For the direct and indirect cooling, the casting machine uses water that comes through closed, independent circuits, i.e.:

- industrial filtered water—for direct cooling of the billets (secondary cooling) and the opened elements of the casting machine. After cooling, the water is gravity recovered through drains. It is contaminated by heating and iron oxide particles and oils.
- treated water—for indirect cooling in closed circuit, at moulds and closed items. After cooling, the water is entirely recovered on independent circuits having higher temperature, without any contamination;

The water losses from the circuits are normally due to evaporation (at open circuits) or leaks (in closed circuits). The compensation for losses is made in the water station, by adding water of appropriate quality (ALEXA 2012, ALEXA 2013, TMK ANNUAL REPORT 2011, TMK ANNUAL REPORT 2012).

The monitoring activity and the waste water sources

From the data existing at the administrator of the watercourse (Romanian Waters), it results that, over the years, at normal operation of the company production capacities, the Bârzava River water quality was ensured both in the Bârda capture and Romania–Serbia border (REPORT 2002, REPORT 2006). On the other hand, it has been frequent accidental pollution due to uncontrolled pollution, especially from the company. The main pollutants were: petroleum products, cyanide and ammonia. This accidental pollution occurred in the production departments which have meanwhile ceased (coke plant, blast furnaces, open–hearth steel plant). In the moment, as result of technological restructuring, it is unlikely to repeat similar phenomena (REPORT 2002, REPORT 2006, REPORT 2007). But, it is required to plan the site quality surveillance.

The company is implementing a balanced, transparent environmental policy. In its operations, the company follows international initiatives and agreements in the field of environmental protection, as well as fulfills national environmental standards and regulations. In accordance with the principle of sustainable development, the efforts during the year were mainly focused on improving the environmental efficiency of production processes, reducing consumption of natural resources, and minimizing waste disposal. A priority of the Strategic Investment Program is the phasing-out of obsolete equipment and the transition to the best available technologies with high economic and environmental performance.

The monitoring of the work activity is made as follows:

- the monitoring of emissions and imissions in air;
- the monitoring of emissions in water;
- the monitoring of the soils qualities;
- the monitoring of the groundwaters

The holder of this activity is required to monitor the emissions of pollutants from the flue and to monthly report the results, observing the frequency and methods of analysis indicated in the monitoring program (TMK ANNUAL REPORT 2011). The location of

monitoring points, the number of control points are established in agreement with the authorities.

All the alerts regarding the accidental pollutions at TMK Reșița are from the period before 2000 and refer to the functioning of the sectors that have meanwhile ceased (ALEXA 2013, TMK ANNUAL REPORT 2012, REPORT 2007). The plants are implementing an integrated approach to solving the problem of water resources, gradually achieving optimization of water consumption, water distribution, use, and sewage.

The main tasks in this area—reducing water consumption and gradually reducing the impact on water bodies—were solved in 2011 due to the development of recycling schemes and increasing the efficiency of existing treatment facilities.

Table 1. The monitoring activities program (TMK ANNUAL REPORT 2011)
1. táblázat A felügyeleti tevékenységek programja (TMK ANNUAL REPORT, 2011)

Monitoring of air emissions					
No.	Indicators	Frequency	No.	Indicators	Frequency
1	Powders	Continuous	6	Manganese (Mn)	half-yearly
2	Sulphur oxides	half-yearly	7	Lead (Pb)	half-yearly
3	Nitrogen oxides	half-yearly	8	Cadmium (Cd)	half-yearly
4	Chrome (Cr)	half-yearly	9	Zinc (Zn)	half-yearly
5	Nickel (Ni)	half-yearly	10	Benzene	yearly
Monitoring of groundwater emissions (pollutants emissions level in soil)					
No.	Indicators	Frequency	No.	Indicators	Frequency
1	Cadmium (Cd)	yearly	5	Lead (Pb)	yearly
2	Chrome (Cr)	yearly	6	Manganese (Mn)	yearly
3	Copper (Cu)	yearly	7	Hydro carbides	yearly
4	Zinc (Zn)	yearly	8	Nickel (Ni)	yearly
Monitoring of emissions level in waste waters evacuated in Bârzava River					
No.	Indicators	Frequency	No.	Indicators	Frequency
1	Settled materials	monthly	6	Synthetic detergents	monthly
2	Chlorides	monthly	7	Iron (totally)	monthly
3	Sulphates	monthly	8	Ammonium	monthly
4	Nitrogen (totally)	monthly	9	Residuum filtered at 105°C	monthly
5	Phosphorus (totally)	monthly			
Monitoring of emissions level in waste waters evacuated in Bârzava River					
No.	Indicators	Frequency	No.	Indicators	Frequency
1	Chrome (Cr)	half-yearly	4	Zinc (Zn)	half-yearly
2	Copper (Cu)	half-yearly	5	Manganese (Mn)	half-yearly
3	Nickel (Ni)	half-yearly	6	Lead (Pb)	half-yearly
Monitoring of groundwater emissions					
No.	Parameters	Frequency	No.	Parameters	Frequency
1	pH	yearly	8	Lead (Pb)	yearly
2	Conductivity	yearly	9	Cadmium (Cd)	yearly
3	Color	yearly	10	Nickel (Ni)	yearly
4	Oxidability	yearly	11	Mercury (Hg)	yearly
5	Nitrites	yearly	12	Copper (Cu)	yearly
6	Nitrates	yearly	13	Zinc (Zn)	yearly
7	Sulphates	yearly	14	Chrome (Cr)	yearly
			15	Manganese (Mn)	yearly

In the areas of the steel shop and continuous casting machine, there were no major incidents to cause serious damage to any environmental factors. However, it should be noted that in the current operation of the electric steel shop, where the wet gas purification plant has been replaced by a dry cleaning plant (bag filters), the particulate air pollution was greatly reduced, having little impact on the sensitive receptors in the area. The waters are collected in the internal network of sewers for industrial wastewater and discharged into Bârzava River. The indirect cooling water from the EAF (Electric Arc Furnace), LF (Ladle Furnaces) and dedusting plant, which is conventional clean water, is recirculated in the plant. The overflow discharged into Bârzava River is conventional clean water which falls within the permissible limits on discharge (ALEXA 2012, TMK ANNUAL REPORT 2012, REPORT 2007).

In fact, the sources of wastewater are (TMK ANNUAL REPORT 2011):

- the installation of secondary cooling by spraying on the molten steel stream, cooling of the open elements of the continuous casting machine and cutting of the semi-finished products that come from the continuous casting machine; waters containing iron oxide particles (scale) and oils from anointing the parts of the continuous casting machine. These waters are treated in the water station and recycled in full;
- washing the filters with gravel and sand. These waters are filtered and separated from the petroleum products by treatment with surfactants, and then fully recycled;
- other sources (auxiliary activities)–waters with insignificant flow rates and reduced loading;
- overflow from the cooling tower–conventionally cleaned waters,
- domestic wastewater;
- rainwater–from the production area.

The domestic wastewater is collected separately and discharged into the municipal sewage, through three discharge points (ALEXA 2013, TMK ANNUAL REPORT 2011, REPORT 2007).

The rainwater collected from the production site is collected by the internal sewage networks and discharged into Bârzava River, through two of above-mentioned discharge points (ALEXA 2013, TMK ANNUAL REPORT 2011, REPORT 2007). There is no risk of contamination with toxic and dangerous substances of the rainwater that washes the production site. In the worst case, these waters will lead dust, but that is deposited in a very short time, as sediment, on the river bottom, being assimilated into the natural environment.

In order to reduce negative impacts on the air the company is introducing advanced technology with a high degree of industrial emissions purification. Every year activities in this area are carried out, including overhaul of pollution control equipment to improve the efficiency of gas cleaning, etc. The main improvements to reduce emissions are the modernization of gas purification in the electric arc furnace at TMK Reșița, where dust emissions were reduced by 5%.

Discussion of results

The background levels of pollutants, such as metals, are measured in air, water and soil, along with other parameters, in preset points and with preset frequencies, by using specified equipment and methods. The objective is to collect and analyze representative samples able to indicate the data to be used in the environmental management system. To ensure acceptable levels of background, predictions of the pollutants concentrations are made, using models and data on emissions from some major sources of pollution, which were subsequently verified by direct observations. Time variations of the concentrations of pollutants in surface and groundwater can occur due to:

- seasonal weather changes;
- phenomena of mining landfills erosion;
- human activities, including the applied remedial measures.

Measurements of emission and immission levels were performed continuously by the pollutants companies. Regarding the monitoring of emissions and immissions in air, the operator is obliged to comply with the emission limit values on each environmental factor (air, water, soil) according to environmental legislation in force. Also, the immission values of pollutants resulting from their activity, are within the specified limits. In sense of the monitoring of emissions in water, the quality indicators of wastewater discharged into the Bârzava River must be within the values specified in the permit for water management. The values of pollutants present in the soil inside the company shall not exceed the limits set. Finally, the concentration values for pollutants in groundwater are compared with the values of the site report, following degradation not take place while the parameters analyzed. The results of monitoring the particulate matter emissions, sediment particulate emissions and immission level are presented in the Tables 2–4.

Table 2. Monitoring the particulate matter emissions
2. táblázat A szállópor kibocsátás monitoringja

No.	Prelevation type (standard/sequential/ intermittent)	Prelevation duration [h]	Concentration limits [mg/m ³]	Maximal admitted concentration [mg/m ³]
1.	Standard–(Discharge Point 1)	24	0.024–0.037	0.05
2.	Standard–(Discharge Point 2)	24	0.024–0.031	0.05
3.	Standard–(Discharge Point 3)	24	0.022–0.049	0.05

Table 3. Monitoring sediment particulate emissions
3. táblázat A szemesés üledék monitoringja

No.	Prelevation point	Sediment particulate [g/m ² /month]	Admitted limit [g/m ² /month]
1.	Discharge Point 1	6.726–12.59	17
2.	Discharge Point 2	3.23–16.34	17
3.	Discharge Point 3	10.55–15.90	17
4.	Medium Laboratory	6.57–12.67	17

Table 4. Immission level
4. táblázat Immisszió szint

Pollutant	Values [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]			Admitted [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
	Discharge Point 1	Discharge Point 2	Discharge Point 3	
Particulate matter	9.5/10.8	10.6/12.4	3.2/8.6	50/150
Sulphur oxides	112/100	100/57	100/100	125/250
Nitrogen oxides	110/100	100/100	100/100	200/100
Monoxide carbon	500/500	500/500	500/500	10.000/6.000
Cadmium [Cd]	0.0014/0.0001	0.024/0.0001	0.0001/0.0001	0.02/0.5
Lead [Pb]	0.069/00002	0.013/0.0074	0.022/0.0045	05/5

Based on the results of monitoring the production activities, in order to reduce the pollutant emission and immission levels, the following partial conclusions may be listed:

- The concentration of the particulate emissions from suspension falls below the regulated threshold;
- The concentration of metals in immission falls below the regulated threshold;
- The concentration of the emission sedimentary particulates falls below the regulated threshold;

No work is required to reduce the emissions and immission of air pollutants. The action plan provided the necessary work to reduce the emissions of air pollutants. This work was completed by the company in due time.

Table 5. Measurements of emission in water
5. táblázat Szennyező anyagok a vízben

Indicators	Results [mg/l]		Admitted [mg/l]
	Discharge Point 1	Discharge Point 2	
Manganese	0.032	0.033	1.0
Nickel	0.0127	0.0102	0.5
Zinc	0.037	0.066	0.5
Chrome	0.0012	0.0014	1.0
Copper	0.0248	0.0321	0.1
Lead	0.0213	0.0272	0.2

The monitoring results of the emissions to water are presented in Table 5. The quality indicators, the water discharge values (measured at the two stations) and the values provided by the norms in force are presented in Table 6.

Table 6. Quality indicators
6. táblázat Minőségi mutatók

Quality indicators	Discharge Point 1 [mg/l]	Discharge Point 2 [mg/l]	Admitted [mg/l]
Particulate matter	26–36	25.4–52	60
Chlorides	7.296–14.245	7.644–10.076	500
Sulphates	16.3–29.2	15.4–25.7	600
Nitrogen (totally)	1.48–3.74	1.1–1.88	10
Phosphorus (totally)	0.182–0.365	0.144–0.398	1
Detergents	0.042–0.204	0.039–0.061	0.5
Matter extractable	7–8.8	6.3–9	20
Iron (totally)	0.32	0.32	5

The quality indicators at the two discharged points and the admitted values in the wastewater are presented in Table 7. The monitoring results of the emissions to water are presented in the same Table 7.

Table 7. Quality indicators
7. táblázat Minőségi mutatók

Discharge Point 1 [mg/l]								
Year	Particulate matter	Chlorides	Sulphates	Nitrogen (totally)	Phosphorus (totally)	Detergents	Matter extractable	Iron (totally)
2008	10.132	11.621	12.118	2.918	0.352	0.175	7.458	0
2009	13.427	10.115	10.295	2.371	0.227	0.294	3.568	0
2010	12.635	6.838	10.182	1.238	0.173	0.132	0.582	0
2011	15.232	9.894	12.044	1.881	0.197	0.211	2.978	0
2012	12.788	9.223	11.875	1.421	0.211	0.194	1.875	0
Discharge Point 2 [mg/l]								
Year	Particulate matter	Chlorides	Sulphates	Nitrogen (totally)	Phosphorus (totally)	Detergents	Matter extractable	Iron (totally)
2008	35.509	18.474	23.982	3.854	0.894	0.219	14.8	0
2009	17.271	10.466	13.297	0.784	0.1141	0.098	5.812	0.0434
2010	7.745	10.036	13.122	1.238	0.0986	0.009	0.518	0
2011	9.945	11.125	14.166	1.179	0.1122	0.011	1.252	0.0244
2012	10.725	10.432	13.287	0.918	0.0921	0.014	0.882	0

Based on the water emissions measurements, the following partial conclusions may be listed:

- The chemical analysis of the wastewater discharged into Bârzava River indicates that it is within the acceptable limits. The discharge of these waters does not change the quality category of Bârzava River.
- The action plan have been provided the necessary works to reduce the emissions of pollutants in surface water, these works being executed by the company. No further works are required, because the effluents meet the regulated limits.

The monitoring plans are designed and implemented to collect data about the water quality and the significant discharges of pollutants from the major sources. The quality assurance plan formulated the arguments that led to the establishment of the number of sampling points, the location of these points, the sampling frequency, the equipment and methods of sample collection.

Final conclusions and remarks

Based on the information provided by this stage of the study, and on those provided in the documentation accompanying the request for integrated environmental permit for the company site, we further propose a conceptual model of site, to illustrate how the work can affect the quality of the environment and human health. Specifically, based on the results of production activities monitoring, carried out on the site of the company, we can conclude the followings:

- The chemical analysis of the wastewater discharged into Bârzava River indicates that the water composition is within the acceptable limits. The discharge of these waters does not change the quality category of Bârzava River. The quality of the effluents discharged falls in the imposed discharge conditions (discharges into Bârzava River). The detailed modeling is not required, given the low concentration of discharged pollutants;
- After monitoring the emissions and immissions, it was found that they fall within the regulatory limits. We recommend to continue the monitoring and to take the appropriate actions in case of exceeding the current regulatory limits;
- After monitoring the emissions to surface waters, it was found that they fall within the regulatory limits;
- The concentration of the pollutants in soil falls below the alert threshold value. The concentrations of pollutants in groundwater fall below the regulated limits. We found small exceeding values at the indicators Mn and Pb, in the slag dump area. So, the further groundwater monitoring is recommended to track the progress over time of these pollutants;
- The environmental plan provides the necessary works for reducing the emissions of pollutants in soil and groundwater, these works being executed by the company. Likewise, the drillings required for groundwater monitoring on the company site and the slag dump have been made.

As a general remark, we can conclude that the company does not generate industrial waste water, but only conventional clean cooling water or reduced pollutant loading cooling water.

On reaching the alert thresholds (70% of permissible concentrations of pollutants in air emissions, wastewater discharges and ambient air, and the polluting agents for soil environmental factor), the operator has the obligation to supplement monitoring pollutant concentrations and measures to reduction.

To avoid uncontrolled waste water entering the aquifer systems and/or surface emissaries, the implementation of measures must be done. The monitoring results are always the basis of the establishment of technical and organizational measures for groundwater and emissaries protection. In terms of environmental impact assessment, a rigorous quality management is essential for designing studies on the initial conditions and for the subsequent environmental management programs, especially for the sample collection, preparation and analysis, evaluation of the analytical results, choosing locations, especially those for waste disposal.

Acknowledgment

We would like to express our great appreciation to the staff of the TMK Resita for the valuable and constructive suggestions during the planning and development of this research work. We would also like to thank to the technicians of the laboratories, for enabling us to observe their daily operations and for their help in offering us the resources in running the research program.

References

- ALEXA, V. 2012: About the environmental management system applied in the metallurgical companies and the monitoring process of pollutants in waste waters. *Acta Technica Corvininesis–Bulletin of Engineering* 5 (4): 107–112.
- ALEXA, V. 2013: Issues for Monitoring the Pollutants in Wastewaters and the Environmental Management System in Metallurgy. *Journal of Environmental Protection and Ecology* 14(2): 618–628.
- AYRES, D. M., DAVIS, A. P., GIETKA, P. M. 1994: Removing heavy metals from wastewater. *Engineering Research Center Report*
- BAYSAL, A., OZBEK, N., AKMAN, S. 2013: Waste Water–Treatment Technologies and Recent Analytical Developments. Chapter 7: Determination of Trace Metals in Waste Water and Their Removal Processes, Publisher: InTech–Open Access Company
- CHAPMAN, D. 1996: *Water Quality Assessments–A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. United Nations Environment Programme, University Press, Cambridge
- CUSA, E., ENACHESCU, T. 1993: General principles regarding the quality of waters monitoring. National Administration “Romanian Waters”, Bucharest
- CUSHNIE, G. C., Jr. 1994: *Pollution Prevention and Control Technology for Plating Operations*. Section 6–Wastewater Treatment, National Center for Manufacturing Sciences
- OMRAN, A. 2011: Factors influencing water treatment management performance in Malaysia, a case study in Pulau Pinang. *Annals of Faculty Engineering Hunedoara–International Journal of Engineering* 4 (1): 53–62.
- REPORT 2002: *Integrated monitoring of waters*. National Company “Romanian Waters”, Bucharest, Romania
- REPORT 2006: *Water Monitoring–Mapping Existing Global Systems & Initiatives*. FAO–Land and Water Division, Rome, Italy
- REPORT, 2007, *Best available technologies for industrial waters pollution reducing*. National Company “Romanian Waters”, Bucharest, Romania
- REPORT, 2008, *Status Report on Integrated Water Resources Management and Water Efficiency Plans*. National Company “Romanian Waters”, Romania
- STRUGARIU, M. L., HEPUȚ, T. 2012: Monitoring results on industrial wastewater pollutants in steel industry. *Acta Technica Corvininesis, Bulletin of Engineering* 5 (4): 33–36.
- TMK ANNUAL REPORT, 2011, Chapter: Environmental Management
- TMK ANNUAL REPORT, 2012, Chapter: Environmental Management

A SZENNYEZŐANYAGOK ELLENŐRZÉSE AZ IPARI VÍZSZENNYEZŐDÉSBE –
ESETTANULMÁNY RESIȚA-N, KRASZNA-SZŐRÉNY MEGYÉBEN, ROMÁNIÁBAN

V. ALEXA, I. KISS

Department of Engineering and Management, Faculty of Engineering Hunedoara,
University Politehnica Timisoara
Revolutiei 5, 331128 Hunedoara, Romania, e-mail: imre.kiss@fh.upt.ro

Kulcsszavak: szennyező anyagok, megfigyelés, szennyvíz, fémek hatása

Jelenleg a nagy cégek figyelme a környezeti teljesítmény elérésére irányul, az általuk végzett ipari munka környezeti hatásainak ellenőrzése során. A fejlődő gazdasági és jogalkotási politikával összefüggésében ezek egyre fontosabb környezeti kérdések, bátorítják a környezetvédelmi intézkedések bevezetését, és az érintett felek egyre növekvő érdeklődésére tarthatnak számot a fenntartható fejlődés kapcsán. Az illetékes hatóságok integrált környezetvédelmi engedélyt bocsátanak ki a környezet egészének magas szintű védelmének biztosítása érdekében. A szabályozás tárgya a levegő, a víz és a talaj minősége. A felügyeleti általános tervnek tartalmaznia kell a szennyező anyagok levegőbe bocsátását, a vízbe történő kibocsátások nyomon követését, a talajok minőségi ellenőrzését, valamint a felszín alatti vizek monitorozását. Ez a tanulmány a Krassó-Szörény megyei (Románia) Resița önkormányzat közigazgatási területén végzett esettanulmány alapján bontakozik ki, és a szennyező anyagok ellenőrzésének eredményeit mutatja be. A termelési tevékenységek nyomán szerzett ellenőrzési eredmények, valamint a szennyezőanyag-szintek csökkentése érdekében zajlott felügyeleti tevékenységek alapján bizonyos következtetéseket és megjegyzéseket vázolunk fel. Elemeztük az acél- és hengerműhelyek területeiről származó szennyvizekben a fémek mennyiségét (Mn, Ni, Zn, Cr, Cu és Pb) is. A román szabványoknak és jogszabályi követelményeknek megfelelően, a 2008–2012 közötti környezeti tevékenységek, valamint a mérések alapján készült szennyező anyagok vízben található mennyisége kerül bemutatásra.

STATUS ASSESSMENT OF BALATONKERESZTÚRI-RÉTEK (SOMOGY, HUNGARY): A LANDSCAPE HISTORY AND LAND USE BASED APPROACH

Eszter MIÓKOVICS¹, Zsuzsanna SUTYINSZKP², Judit BÓDIS¹

¹University of Pannonia, Georgikon Faculty, Department of Plant Science and Biotechnology
H-8360 Keszthely, Festetics st. 7.

²Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Department of Botany
H-2100 Gödöllő, Páter K. st. 1. e-mail: miokovics.eszti@gmail.com

Keywords: wetlands, naturalness, protected plant species, Natura 2000

Summary: The multifaceted study of land-use changes and landscape history helps to understand the actual state of landscapes and habitats. The shore areas of Lake Balaton including the connected marshlands were significantly modified in the last 150 years. The traditional land use has almost completely disappeared from the southern shore areas; however the remnants of valuable wetlands are still represented. Our study area, the Balatonkeresztúri-rétek, is a highlighted nature conservation area and Natura 2000 site. Its land-use changes can represent the shifts of the whole marshland area of the southern shore. In our study the landscape history and the changes in land cover as an indicator of land use were followed up. The changes in land use were analyzed based on the surface covering data of historical maps and recent orthophotos using ArcGIS (ESRI) software. Each habitat of the study area was classified to the appropriate category of ÁNÉR (Hungarian General National Habitat Classification System). The changes in surface cover was compared and rated based on their naturalness status. Our results revealed, that the former, deep situated marshes, which were spotted with open water surfaces were replaced by reed stands characterized with different, mostly degraded status. The remnants of the original marsh vegetation and species have found refuge the pits of canals and peat or clay mines. The terms of existence of the natural vegetation mostly disappeared until nowadays, however some valuable habitats survived in the study area, thanks to the human activities.

Introduction

The land-use changes of the area have not been studied before. The changes of landscape history can be deduced from studies about the local history of the settlements (TENGERDI 2008, ZÁKONYI et al. 1985, BUZA 1993), ethnographic researches (TAKÁTS 1934), essays (MARTON 1982), and scientific publications about the changes of Lake Balaton (BENDEFI – V. NAGY 1969, LIGETI 1974). According to these literatures the Balatonkeresztúri-rétek (“meadows at Balatonkeresztúr”) remained natural until the 20th century. Then the mosaic-like, economically worthless, sparsely populated surroundings of the study area have become an anthropogenic, built-up resort area in less than a century.

The extent of natural habitats has increasingly decreased in the last 150 years as a consequence of the development of the shore areas. Natural and semi-natural areas became smaller and fragmented because of human interventions (drainage, reclamation, management and replenishment of shoreline). As a result the number of species is decreasing, valuable species are becoming rare and invasive species are spreading. Tourism fundamentally changed the livelihood of inhabitants. The traditional, sustainable land use, which helped to maintain the valuable habitats, has almost disappeared.

The inhabitants of Balatonkeresztúr and the neighbouring villages dealt with agriculture, livestock farming and fishing. Large continuous stands of reed beds and untraversable marshes have been found between the villages.

First the landscape was changed by the spread of agriculture and the control of the water level of Lake Balaton, then by the development of road network and the increased tourism. Marshes disappeared in parallel with these significant landscape changes. These days only small remnants of the former marshes can be found in the area as a consequence of drainage, the building of M7 motorway and the disappearance of agriculture. However these small, fragmented wetlands have high natural value.

The Balatonkersztúri-rétek is a part of the Natura 2000 Network, which was established by the EU to preserve and maintain natural habitats. The land-use changes and the landscape history of the Balatonkersztúri-rétek represent adequately the changes of marshy areas along the southern coast of Balaton. The rules and regulations of Natura 2000 areas provide opportunities for the proper management and protection of the habitats.

Material and methods

The Balatonkersztúri-rétek is located in SW Hungary, at the western end of the southern coast of Lake Balaton (Figure 1.) (DÖVÉNYI 2010). It is part of the Nagyberek, which was a large marshland before drainage. The area is bordered by the main road No. 7 on the north and arable lands and abandoned fields on the south. The topography is characterized by the mosaic of flat areas and micro-relief features. Typical features are sand banks, longitudinal and oval swales. Characteristic soil types (according to IUSS Working Group WRB) of the area are Calcic Histosols and Calcic Gleysols, which formed under permanent water cover, and Arenosols (MAROSI and SOMOGYI 1990).



Figure 1. Geographical location of the Balatonkersztúri-rétek
 1. ábra A Balatonkersztúri-rétek földrajzi elhelyezkedése

The Balatonkeresztúri-rétek (HUDD20059) is a Natura 2000 Site of Community Interest, part of the Hungarian National Ecological Network and the network of High Natural Value Areas as well. The area of Balatonkeresztúri-rétek is 557 ha, which is located between Balatonkeresztúr, Balatonfenyves and Kéthely. Some protected and valuable species can be found in the area. For instance such important species like *Cirsium brachycephalum* which is a species of community interest (ROZNER et al. 2011). One of the largest populations of *Juncus maritimus* in Hungary can be found here as well (FARKAS 1999). More floristical data are published in other literatures as well, e.g. a thesis about the area (MIÓKOVICS 2011), an expert report (VIDÉKI 2010), the environmental impact assessment of the building of M7 motorway (BÓDIS és SZALÓKY 2004).

Literatures from the early 20th century, local history studies, archives and digitized historical maps were used for the investigation of land-use changes and landscape history.

Land-use changes were studied with the separation of the listed land cover categories (Table 1). The areal changes of land cover categories were measured with ArcGIS 8.0.

One advantage of the method is that the areal changes of the land cover categories can be quantified and represented easily. As a result the maps from different ages become comparable. On the other hand the method has limits as well: inaccuracy of maps, different keys, different level of elaboration (see in BIRÓ 2006, 2010, MOLNÁR and BIRÓ 2010).

Table 1. Land cover categories used in landscape historical reconstruction
1. táblázat A táj történeti rekonstrukció során használt felszínborítási kategóriák

Land cover category	Description
Marsh	Lower parts of the area covered with water permanently or temporary, dominated by reed beds and non-tussock tall sedge communities.
Open water surface	Small lakes.
Grassland	Wet, semi-dry and dry grasslands on the higher parts of the area.
Woody area	Natural or planted shelter-belts, clump of trees, forests.
Arable land	Cultivated arable land.
Canal	Artificial network of canals, which drains the water from marshes in Lake Balaton.
Structure	Every structure in the area (e.g. building, well, lock).
Road	M7 motorway and other roads

The following georeferenced maps were used:

- Sheets of The First Military Survey (M: 1:28800) from the area, which was made by the cartographers of the Habsburg Monarchy between 1782 and 1785
- Sheets of the Second Military Survey from the area, which was made in 1856.
- Sheets of the Third Military Survey (M: 1:25000), which took place between 1879 and 1890. The reambuluted sheets of this survey, which was made from 1944 to 1945 (World War II), were used as well.

The analyzed orthophotos were made in the summer of 2005 within the framework of the Hungarian National Digital Orthophoto Database (MADOP). 1:10 000 scale digital orthophotos were made from the 1:30 000 scale photos.

The habitats and their spatial patterns were surveyed according to the manual of the National Biodiversity Monitoring System (TAKÁCS-MOLNÁR et al. 2009) to evaluate the naturalness of habitats. Data were recorded with Trimble Juno ST, Garmin Geko and Garmin 60 GPS receivers. Data were processed using GPS Pathfinder and ArcGIS 8.0. (ESRI) Habitat patches were classified according to the naturalness-based habitat quality categories of the Hungarian General National Habitat Classification System (BÖLÖNI et al. 2011) (Table 2).

Table 2. Naturalness-based habitat quality categories
2. táblázat Az élőhelyek természetességi kategóriái

Habitat quality category	Classification criteria
5	Species rich, natural habitat with extremely valuable communities. The abundance of invasive and weed species is negligible.
4	Habitat in good condition, rich in protected and character species. The abundance of invasive and weed species is low.
3	Weedy habitats with low number of character and/or protected species. Presence of adventives species is typical.
2	The abundance of invasive and weed species is high, however the species of the natural habitat are still present.
1	Degraded habitats, stands of adventive/invasive species, areas without vegetation (arable land, roads).

Results and discussion

Landscape history of the area and the changes of land use

The shore areas near Balatonkeresztúr were impracticable marshes until the 19th century. Some lakes and islands could be found in the marshes. The cart road ran on the narrow sand bank, where the 50–100 m wide pasture was located as well. The herder took cattle out to pasture on this road every day (TAKÁTS 1986).

There is evidence that the marshes on the southern coast of Lake Balaton started to become drier before the construction of the Sió lock, as a consequence of increasing drainage (ZLINSZKY 2011). The first phase of drainage in the area started in 1785 at the instance of Festetics family. Two fathom wide and one fathom deep ditches were dug. As a result the water level decreased by one meter (TAKÁTS 1934). The area of Festetics Estate increased by 250 ha through this intervention (TENGERDI 2008). Keresztúr had operated two wooden water mills and the area was navigable from the Lake Balaton to the village of Boronka before the drainage.

The sheets of the First Military Survey show that the Balatonkeresztúri-rétek was dominated by marshes and grasslands (Figure 2.). Little clumps of trees are represented on the map in the eastern part of the area. According to the sources the intensity of land use was very low in the marshy area.

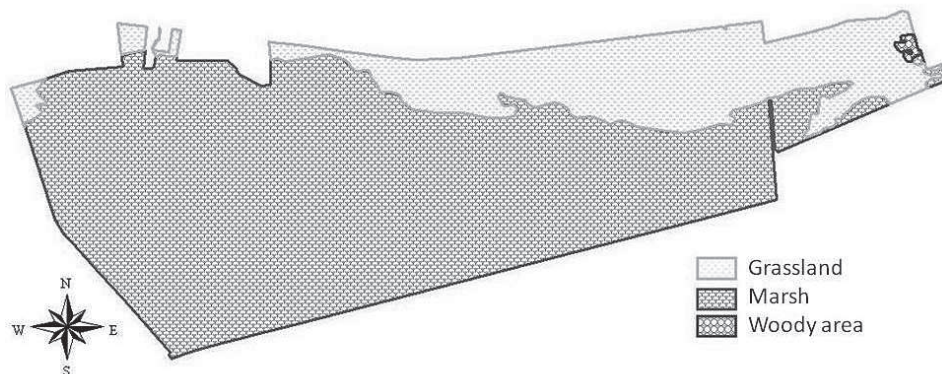


Figure 2. Land cover categories according to the First Military Survey
2. ábra A felszínborítás megoszlása az I. Katonai Felmérés alapján

The Second Military Survey (middle of the 19th century) represents the marshland with open water surfaces (Figure 3). The railway line, which was built in 1861 on the southern coast of Lake Balaton, separated the marshy area from the lake. The water level of Lake Balaton decreased by one meter with the construction of the Sió lock in 1863. As a result the water disappeared from the flooded shore areas. The process was accelerated in 1867 when an association (“Nyugati Bozóttelecsapoló Társaság”) was founded with the aim of helping the drainage of the area (TAKÁTS 1934). The goal was to ensure the stability of the railway embankment and increase the extent of agricultural areas.

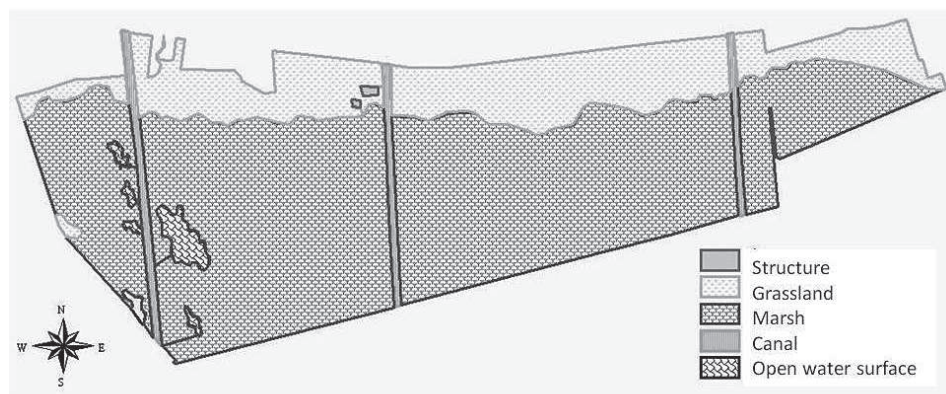


Figure 3. Land cover categories according to the Second Military Survey
3. ábra A felszínborítás megoszlása a II. Katonai Felmérés alapján

The Third Military Survey shows the decrease of marshy areas and their fragmentation by canals (Figure 4). The sign of other water management interventions can be seen on the map as well. Until the 19th century the small ploughed parcels could be found on the hill sides between the villages. The demand for arable lands increased until the early 20th century, therefore the former uncultivated areas were ploughed up as well. The construction of the Western Belt Canal (“Nyugati Övcsatorna”), which tails in Balaton in

Balatonkeresztúr, was finished in 1908. The canal was built to drain the area thoroughly (ZÁKONYI et al. 1985). At the same time the network of canals was expanding as well.

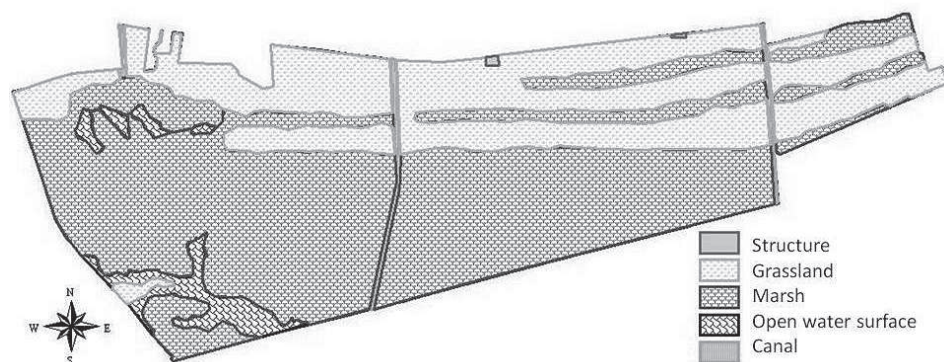


Figure 4. Land cover categories according to the Third Military Survey
4. ábra A felszínborítás megoszlása a III. Katonai Felmérés alapján

The Balatonkeresztúri-rétek was last flooded in 1944–45, at the end of World War II, when the retreating German soldiers exploded the pumping plant near Balatonfenyves (KOLTAY 1971). At that time the extent of arable land was large (Figure 5).

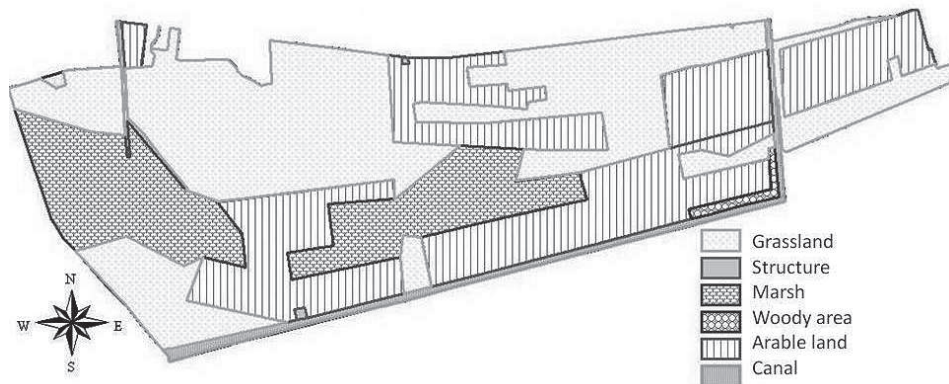


Figure 5. Land cover categories at the end of World War II
5. ábra A felszínborítás megoszlása a II. világháború végén

The open water surfaces disappeared from the area in the second half of the 20th century, in parallel with the appearance of large-scale arable fields, on the eastern parts of the area beef cattle were bred. The area was managed by the Balatonnagyberek State Farm (“Balatonnagyberek Állami Gazdaság”).

From the 1970s, beside the intensification of agriculture, areas farther from the coast were parcelled out for holiday houses and built up as well.

In the early 1990s, after the collapse of socialism, the area of arable land, meadows and pastures started to decrease partly as a consequence of the privatization of Balatonnagyberek State Farm. In 2004 the area of Balatonkeresztúri-rétek was divided into two parts with the building of M7 motorway. The building of the motorway affected 5% of the area (Figure 6).

The following structures and types of wasteland are present in the area (2012): grass runway and its surroundings with wood houses and sheds, mineral well, small fenced gardens with mobil houses and tool storage buildings, former livestock farms, former watering places, a sand-pit which was opened when the motorway was built.

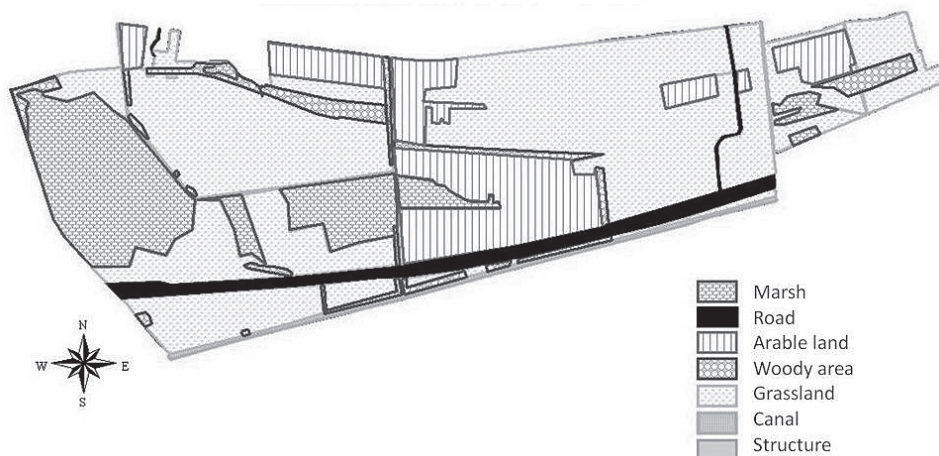


Figure 6. Land cover categories in 2005
6. ábra A felszínborítás megoszlása 2005-ben

Actually only 15% of the 557 ha is grazed or mowed by local farmers. The area is suitable for extensive agriculture, but the ratio of managed areas is much lower than the optimal (60%). Generally the meadows are mowed once a year to meet the requirement of agri-environmental schemes. The area of pastures can not be increased because the number of livestock is too low. Arable lands, abandoned fields and ploughed grasslands, which are mainly young abandoned fields, cover 20% of the total area. The maintenance of extensive grassland management is important for the survival of animal species of community interest (e.g. *Crex crex*, *Numenius arquata*) as well.

Actual state of the Balatonkeresztúri-rétek

Only one habitat patch belongs to the naturalness-based habitat quality category 5 from the 126 recorded patches (Figure 7). The extent of the patch is 5 ha (nearly 1% of the total area) and was formed in the pit of a former mine. This habitat patch is one of the richest in protected species. One of the largest populations of *Juncus maritimus* in Hungary can be found here as well.

The naturalness-based habitat quality category 4 constitutes 23% of the total area (Figure 7). These are oligotrophic reed beds, fen-sedge beds, fine scale mosaic of marsh communities, tussock sedge communities; mesotrophic wet meadows and semi-dry grasslands.

Areas belonging to the naturalness-based habitat quality category 3 are dominant, as this category covers 37% of the total area (Figure 8). These habitats are reed beds and non tussock tall-sedge beds, fine scale mosaic of marsh communities in canals, mesotrophic wet meadows, clumps and forest belts of native tree species.

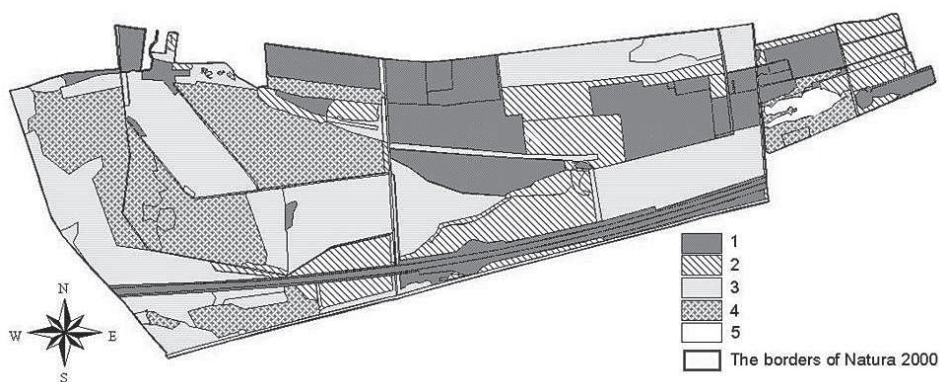


Figure 7. Naturalness of habitats patches
7. ábra Az élőhely foltok természetessége

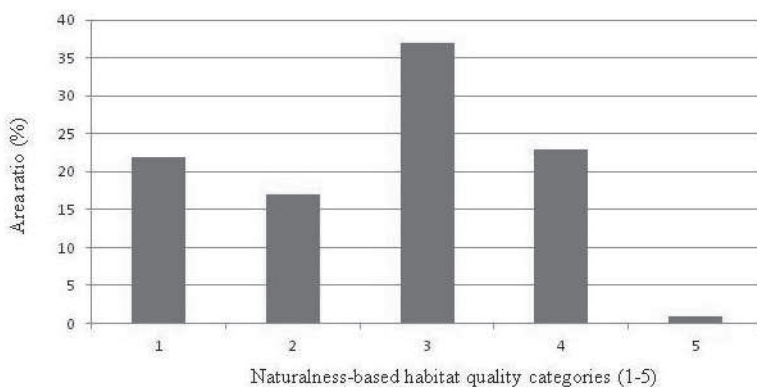


Figure 8. Naturelness status of habitats in the Balatonkeresztúri-rétek
8. ábra A Balatonkeresztúri-rétek élőhelyeinek természetessége

The naturalness-based habitat quality category 2 constitutes 17% of the total area (Figure 8). These are mainly planted or spontaneous forest patches, degraded mesotrophic wet meadows, weedy reed beds, uncharacteristic mesic or semi-dry grasslands and tall herb communities.

Habitats belonging to the naturalness-based habitat quality category 1 cover 22% of the total area (Figure 8). These patches are mainly roads (motorway, roads of former mines, frontage roads), wastelands (former livestock farms, mineral well and its surroundings, former watering places) and planted or spontaneous vegetation patches of non native species.

Connections between the landscape history and the actual state of the Balatonkeresztúri-rétek

The mosaic of marshes and open water surfaces disappeared and was replaced by (often weedy) reed beds of different naturalness. There is only one grazed grassland in the area (Felsőmelléki-legelő). As a result of grazing this area belongs to the naturalness-based

habitat quality category 4 with some protected species. A mosaic of different habitats can be found here: the strictly protected *Ophrys sphegodes* lives on a sand hill, while *Orchis elegans*, *Orchis militaris* and *Dactylorhiza incarnata* live on the lower parts of the pasture, which are covered with water in spring and dominated by mesotrophic wet meadows and tall herb communities. This habitat patch exemplifies that in many cases the naturalness of pastures is not the highest as a consequence of disturbances, but the survival of habitats and protected species is still assured.

In the other parts of the area the species and natural habitats survived in canals and pits of former mines after drainage and ploughing.

Figure 9 represent the changes of the landscape. It shows the area ratio of land cover categories in different years. The map from 1785 shows no open water surface. This can be explained with the inaccuracy of the cartographer as the open water surfaces have been already represented on the map from 1856. Names of folk ecotopes (e.g. retery) indicate the presence of open water surfaces as well (VÁRKONYI – KIRÁLY 1974). The largest change occurred in the case of marshes. This land cover category covered 77% of the area on the sheets of the First Military Survey, but its ratio has decreased to 16% based on the orthophoto from 2005. Between the quantitative decrease it means qualitative decrease as well. Presumably these oligotrophic reed beds and little fen-sedge patches, which are covered with water temporarily, were diverse fens with floating islands. As a consequence of drainage the area became drier, the extent of grasslands doubled, however this category contains large secondary grasslands formed after abandonment and stands of invasive species.

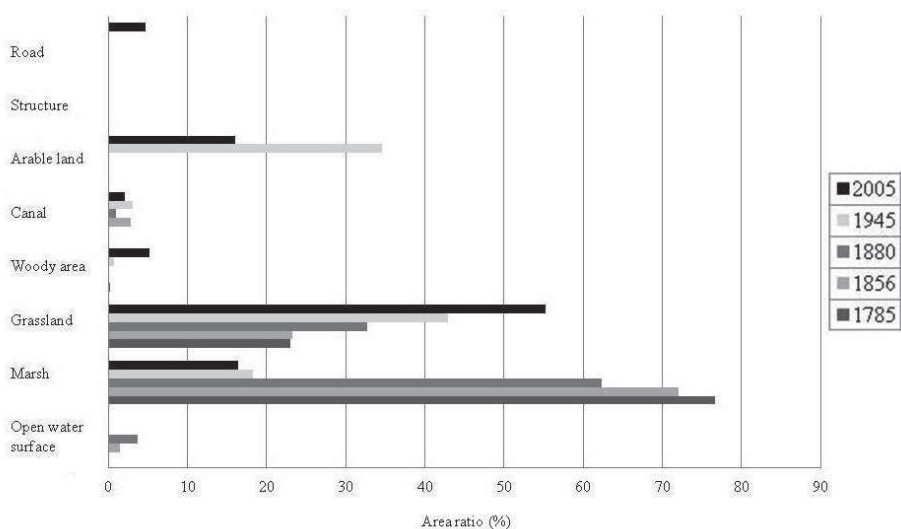


Figure 9. Area ratio of land cover categories in different years
9. ábra A felszínborítási kategóriák területi megoszlása különböző években

These days habitats of medium or high naturalness can be found in managed (grazed or mowed) areas with optimal water level (canals, ditches, lowest parts, pits of former mines) (Figure 7).

The state of the Balatonkeresztúri-rétek has been influenced mainly by the changes of land use. The water balance was changed fundamentally by drainage in the last century. The building of M7 motorway discouraged the management of grasslands as it divided the area into two parts. The grazing and mowing of meadows would be very important, whereas the main problem is the spread of invasive species (*Solidago gigantea*, *Elaeagnus angustifolia* and *Calamagrostis epigeios*).

Environmental conditions of natural habitats have changed fundamentally and the traditional land use has almost disappeared until these days, however some valuable habitats survived as a result of human activities (e.g. former mines, canals). The Natura 2000 Network can help to revive agriculture and the regulations of the Network can help to protect valuable habitats and protected species in the studied area.

Acknowledgements

We would like to thank György Rozner and Zsolt Molnár for their help in the preparation of the manuscript. We would like to thank for the Directorate of the Balaton Uplands National Park for giving the digital substances for us.

References

- MADOP 2005: Magyarország Digitális Ortofotó Programja. Földmérési és Távérzékelési Intézet honlapja (<http://www.fomi.hu>)
- BENDEFI I., V. NAGY I. 1969: A Balaton évszázados partvonalváltozásai. Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 215. pp.
- BIRÓ M. 2006: Történeti vegetációrekonstrukciók a térképek botanikai tartalmának foltonkénti gazdagításával. Tájékológiai Lapok 4: 357–384.
- BIRÓ M. 2010: Élőhelytérkép rekonstrukciók módszertani kérdései. Földrajzi Tanulmányok. V: 47–76.
- BÓDIS J., SZALÓKY I. 2004: Az M7 autópálya környezeti hatástanulmányának botanikai fejezete a balatonkeresztúri legelő területén. Kézirat.
- BÓLONI J., MOLNÁR ZS., KUN A. 2011: Magyarország élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója, ÁNÉR 2011. MTA ÖBKI Vácrátót, 441. pp.
- BUZA P. 1993: Balatonfenyves. Fejezetek egy nyaralótelep életéből. Balatonfenyves Önkormányzat Polgármesteri Hivatala, 244. pp.
- DÖVÉNYI Z. (szerk.) 2010: Magyarország Kistájainak Katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. pp. 436–439.
- FARKAS S. (szerk.) 1999: Magyarország védett növényei. Mezőgazda Kiadó, Budapest. p. 292.
- IUSS WORKING GROUP WRB. 2007. World Reference Base for Soil Resources 2006, first update 2007. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome.
- KOLTAY P. 1971: A Balatonnagyberek Állami Gazdaság Gazdasági Földrajza 1962–1967. Doktori disszertáció. Kaposvár, 60. pp.
- LIGETI L. 1974: A Balaton és szabályozása. Vízügyi Történeti Füzetek 7. Budapest.
- MAROSI S., SOMOGYI S. (szerk.) 1990: Magyarország kistájainak katasztere II. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest, 1026. pp.
- MARTON I. (szerk.). 1982: Bél Mátyás emlékezete Balatonkeresztúron. Községi Közös Tanács, Balatonkeresztúr, 71. pp.
- MIÓKOVICS E. 2011: A Balatonkeresztúri-rétek állapotfelmérése. Szakdolgozat, Pannon Egyetem Georgikon Kar Növénytudományi és Biotechnológiai Tanszék, Keszthely 58 pp.
- MOLNÁR ZS., BARTHA S., BABAI D. 2008: Traditional Ecological Knowledge as a Concept and Data Source for Historical Ecology, Vegetation Science and Conservation Biology: A Hungarian Perspective. In: Szabó P., Hedl, R.(eds.): Human Nature. Studies in Historical Ecology and Environmental History. Institute of Botany of the ASCR, Brno, pp. 14–27.
- MOLNÁR ZS., BIRÓ M. 2010: A néhány száz évre visszatekintő, botanikai célú történeti tájékológiai kutatások módszertana. Földrajzi Tanulmányok V: 109–126.

- ROZNER GY., MIÓKOVICS E., VIDÉKI R. 2011: Védett növényfajok előfordulási adatai Észak-Somogyban. *Natura Somogyiensis* 19: 5–16.
- SZALÓKY I., BÓDIS J. 2004: A Lellei-Bozót és a Szemesi-Berek élőhelyei. *Somogyi Múzeumok Közleményei* 16: 279–290.
- TAKÁCS G., MOLNÁR ZS, BIRÓ M., BÖLÖNI L., HORVÁTH F., KUN A. 2009: Habitat mapping. *Handbooks of National Biodiversity Monitoring System IX. 2nd modified edition. MTA ÖBKI - KvVM, Vácrátót - Budapest, 54 pp.*
- TAKÁTS GY. 1934: A Somogyi Nagyberek. Adatok a Somogyi Nagyberek gazdaság és településföldrajzához. *Kultúra Könyvnyomdai Műintézet, Pécs. 40. pp.*
- TAKÁTS GY. 1986: A somogyi pásztorvilág. *Somogy Megyei Múzeumok Igazgatósága, Kaposvár. 123. pp.*
- TENGERDI GY. 2008: Balatonkeresztúr-Balatonmárfafürdő községek története. *Balatonkeresztúr Község Önkormányzata és Balatonmárfafürdő Község Önkormányzata, Balatonkeresztúr. 598. pp.*
- VÁRKONYI I., KIRÁLY L. 1974: Somogy Megye földrajzi nevei. *Akadémiai Kiadó, Budapest. 1174. pp.*
- VIDÉKI R. 2010: Szakértői vélemény a Balatonkeresztúri-rétek (HUDD20059) Natura 2000 területen végzett gyepfeltörési ügyében. *Kézirat, Készült Tordai Judit megbízásából, Felsőcsatár, 26 pp.*
- ZÁKONYI F. 1979: Balatonmárfafürdő és környéke. *Széchenyi Nyomda, Győr. 84 pp.*
- ZLINSZKY A. 2011: A Balaton és a környező mocsarak történelmi rekonstrukciója térinformatikai módszerekkel. *Ecology of Lake Balaton MTA BLKI Elektronikus folyóirata 1: 49–60.*

A BALATONKERESZTÚRI RÉTEK ÁLLAPOTÁNAK ÉRTÉKELÉSE A TÁJTÖRTÉNET ÉS TÁJHASZNÁLAT VÁLTOZÁS TÜKRÉBEN

MIÓKOVICS E.¹, SUTYINSZKI ZS.², BÓDIS J.¹

¹Pannon Egyetem Georgikon Kar Növénytudományi és Biotechnológiai Tanszék
H-8360 Keszthely, Festetics u. 7. e-mail: miokovics.eszti@gmail.com

²Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezet-tudományi Kar, Növényteni Tanszék
H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.

Kulcsszavak: vizes élőhelyek, természetesség, védett növényfajok, degradáció, Natura 2000

A tájhasználat, tájtörténet változásának minél szélesebb szempontok szerinti vizsgálata segít megérteni a ma meglévő tájegységek és élőhelyek állapotát. A Balaton partja, a hozzá kapcsolódó mocsarakkal jelentősen átalakult az elmúlt 150 évben. A hagyományos tájhasználat szinte teljesen eltűnt a déli part menti területekről, ennek ellenére a mai napig megtalálhatóak az értékes vizes élőhelyek maradványai. A vizsgált terület a Balatonkeresztúri-rétek Natura 2000 hálózat tag, kiemelt jelentőségű természetvédelmi terület, melynek tájhasználat változása jól mintázza a déli part egykori mocsárvilágának megváltozását. Kutatásunk során a terület tájtörténete mellett, a tájhasználat felszínborításban jelentkező változásait követtük nyomon. A tájhasználat változását történeti térképek és a jelen állapotokat mutató légi felvétel alapján ArcGIS program segítségével dolgoztuk fel a felszínborítási kategóriák lehatárolásával. Az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer természetesség kategóriái alapján a rétek élőhelyeit besoroltuk a megfelelő osztályokba. A felszínborítás változásait összevetettük és értékeltük a rétek élőhelyeinek természetességi állapota alapján. Az egykori mélyebben fekvő nyílt vizes területekkel mozaikos mocsár helyén, jelenleg különböző állapotú (néhol erősen gyomos) nádasok találhatóak. A lecsapolások és szántóföldi művelés alá vonások után a természetes élőhelyek és fajok a csatornák árkaiba, tőzegnyerő- és agyaggödörök medencéibe szorultak vissza. Mára a hagyományos tájhasználat megváltozásával az eredeti természeti állapotok feltételei részben megszűntek, mégis éppen az emberi tevékenységnek köszönhetően (anyagnyerőhelyek) több értékes élőhely is fennmaradt a réteken.

A TERÜLETHASZNÁLAT VÁLTOZÁSÁNAK FELSZÍNFEJLŐDÉSI VONATKOZÁSAI EGY GÖDÖLLŐI MINTATERÜLET PÉLDÁJÁN

JAKAB Gergely, TAKÁCS László

MTA CSFK Földrajztudományi Intézet
1112 Budapest Budaörsi út 45. e-mail: jakab.gergely@csfk.mta.hu

Kulcsszavak: területhasználat változás, felszínfejlődés, szelektív erózió, talaj szerves szén tartalma

Összefoglalás: A területhasználat változását leggyakrabban GIS módszerekkel, különböző időpontokat tükröző térképi és távérzékelési adatbázisok alapján vizsgálják. E vizsgálatok nagyon sok új információval szolgálnak a tájat illetően, azonban gyakran nem adnak kielégítő választ egyes felszínfejlődési vagy eróziós problémákra. Pusztán talajtani vizsgálatok alapján szintén lehetetlen e kérdések egzakt megválaszolása. A tanulmány e két tudományterület eszközeinek és eredményeinek ötvözésével kíván választ keresni a felszínfejlődés és erózió egyes kérdéseire egy mintaterület példáján. Az eredmények alapján a talajgenetikai folyamatok sokkal lassabban formálják a felszínt, mint az erózió. Ez utóbbi jól közelíthető a kilúgzott talajok mésztartalmának, szervesszén tartalmának (SOC) és szervesanyag összetételének (SOM) rétegenkénti vizsgálatával. Bár a mintaterület nem kezelhető szerves egységként, még ezen kedvezőtlen adottságok mellett is bebizonyosodtak az új megközelítés előnyei.

Bevezetés

Hazánk területének meghatározó része kultúrtáj. Az ember tájra gyakorolt hatása – többek között – a területhasználaton keresztül vizsgálható (TÓTH és SZALAI 2007). A mindenkori területhasználat, illetve annak változása alapvetően határozza meg az adott táj egyes paramétereit (PODMANICZKY et al. 2011, SZILASSI et al. 2010), illetve hosszú távú hatással van a tájat alkotó elemekre is (LÓCZY 2003). E hatások befolyásolják, és előbb-utóbb átalakítják az adott elemet (LÓCZY 2002).

A tájhasználat és tájszerkezet megítéléséhez, a jelenlegi folyamatok megértéséhez elengedhetetlen a megelőző állapotok és folyamatok ismerete (KERTÉSZ 2003). A tájjal foglalkozó, kezdetben leíró jellegű kutatásokat napjainkra kiegészítették a numerikus analízist felhasználó vizsgálatok (SZABÓ et al. 2012). Ezek térnyerésének alapvető feltétele volt a GIS mind szélesebb körű elterjedése.

A talaj minden táj meghatározó eleme, mely történetileg is tükrözi az adott tájat ért természetes, vagy ember által előidézett hatásokat is. A talajok dinamikus fejlődésére minden, a tájban meghatározó környezeti paraméter hatással van, azaz a megváltozó feltételek változásokat okoznak a talajokban is (SZALAI és NÉMETH 2008). E változások sokszor csak lassan – 100 években mérhetően – játszódnak le, mint pl. az erdőirtások helyén kialakított szántóterületek csernozjomosódása, illetve visszameszesződése, vannak azonban gyorsan lejátszódó folyamatok is, mint pl. a gyorsított erózió (CENTERI és CSÁSÁR 2003, SZATMÁRI és BARTA 2012), (talaj)szennyezések és az árvízhez kötődő pusztító vagy építő folyamatok. A talajerózió csak a talajképződés és áthalmozás ismeretében értelmezhető, ezzel kiegészítve viszont alkalmas a lejtőfejlődés vizsgálatára is (MAROSI és SZILÁRD 1969).

A talajerózió nem teljes egészében érinti a feltalajt, a kisebb szemcseméretű, koloid alkotók (agyagásványok, szerves komponensek) a hordalékban nagyobb arányban

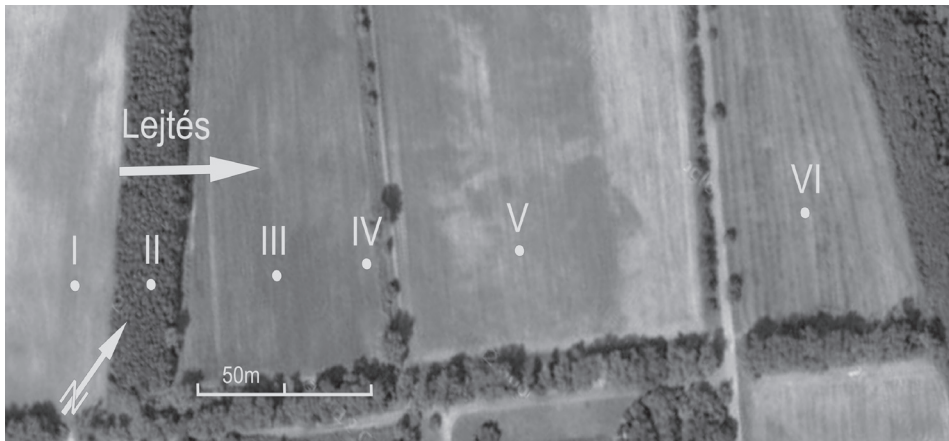
jelennek meg, azaz érzékenyebbek az erózióra (LAL 2005, WANG et al. 2010, FARSANG et al. 2012).

Hazánkban – csakúgy, mint a világon – a területhasználat múltbeli változásának vizsgálatát elsősorban térképi, levéltári és az újabb időkből távérzékelési adatok alapján végzik (VONA et al. 2006). Talajtani, illetve talajeróziós vizsgálatokkal a fentiek alapján a térképekből nyert adatok alátámaszthatók vagy kétségbe vonhatóak, de mindenképpen többlet információval szolgálhatnak (BALOGH et al. 2012, JAKAB et al. 2010, KERTÉSZ és CENTERI 2006).

Jelen kutatás célja, hogy a természettudományos terepi és laboratóriumi módszereket segítségül hívva mérési eredmények alapján próbáljon következtetni a mintaterület felszínhasználatának változásaira, a változások talajtani hatásaira, illetve az eredményeket összevetve a hagyományos GIS eljárásokkal értékelje az új megközelítésben rejlő lehetőséget.

Anyag és módszer

Mintaterületül olyan helyszínt kerestünk, amelyen hosszú időn át erdő volt, majd az elmúlt párszáz évben vonták művelésbe. További feltétel volt, hogy a gyorsított erózió vizsgálatához kellő lejtése legyen. A vizsgált terület a Gödöllői-dombságban, Gödöllő város belterületén, a Szent István Egyetem épületétől keletre található. A terület vízrajzilag a Besnyői-patakhhoz, és így a Tisza vízgyűjtőjéhez tartozik, rajta Ramann-féle barna erdőtalajt találunk. Az éves csapadékmennyiség 600 mm körüli, az átlaghőmérséklet 10,8 °C (DÖVÉNYI 2010).



1. ábra A gödöllői mintaterület talajtaniilag vizsgált része a mintavételi pontokkal (Google Earth)
Figure 1 The investigated catena in Gödöllő with the sampling points (Google Earth)

A terület egy ÉK-i kitétségű katéna, melynek átlagos lejtése 9% a lejtő azonban összetett, több inflexiós sávval tagolt. A katéna egészen intenzív szántóföldi művelés folyik, kivéve egy 40 m szélességű, erdő borította sávot a lejtő felső harmadában. A lejtő legalsó része a vasúti töltés megépítése óta nem szerves része a katénának, ezért a talajtani

vizsgálatokat csak a vasúti töltésig terjedő szakaszra (kb. 450 m) végeztük el. A katonát két vonalasan létesítmény töri meg; két, szintvonalasan elhelyezkedő út, amelyek mentén gyeptsáv is található, elszórtan bokrokkal és 1–2 fával (1. ábra). Ezek a IV., V. és VI. mintavételi pontok között találhatók, és értelemszerűen jelentős mértékben hozzájárulnak a lejtő összetettségéhez.

A területhasználat változásának időpontokénti vizsgálatához az alábbi adatbázisokat használtuk.

- I., katonai felmérés M=1:28.800 (1763–1787)
- II., katonai felmérés M=1:28.800 (1806–1869)
- III. katonai felmérés M=1:28.800 (1872–1885)
- Gauss Krüger vetületű térképszelvény M=1:25.000– (1941)
- EOVS M=1:10.000-es méretarányú térképszelvény (1990)
- GoogleEarth műholdfelvétel (2006)

Az adatbázisok referálására és értékelésére az ESRI ArcGIS 10.0 szoftvert alkalmaztuk.

A katéna bejárása során, Pürkhauer-féle szúrobottal, összesen hét ponton tártunk fel talajszelvényt (1. ábra). A szelvényekből a mintavétel Edelman fűróval történt. A szelvények helyét GPS segítségével határoztuk meg, minden szelvényt az alapkőzet eléréséig mélyítettünk. Az MTA CSFK Földrajztudományi Intézet laboratóriumában a szelvények eltérő mélységű szintjeiből – a teljesség igénye nélkül – összesen 19 mintán végeztünk vizsgálatokat. A mintavétel a szín és textúra alapján homogén rétegeket célozta.

A minták szénsavas mésztartalmát Scheibler féle kalciméterrel határoztuk meg. A szemcseösszetételt Fritsch Analysette Microtech 22 lézeres szemcseanalizátorral mértük. Az összes szervesszén (TOC) és az összes nitrogén (TNb) mennyiségének meghatározásához Tekhmar Dohrman Apollo 900 NDIR elemvizsgálót használtunk. A talajminták szervesanyag (SOM) minőségét Shimadzu 3600 UV-VIS-NIR spektrofotométerrel vizsgáltuk. A humuszextrakciót 0,5M NaOH oldattal végeztük, a minták elnyelését a 800–180 nm tartományban mértük. A spektrumon belüli, kitüntetett hullámhosszok helyét az E_4/E_6 és az E_2/E_3 (TAN 2003) módszer szerint is vizsgáltuk. CHIN et al. (1994) szerint a 280 nm-en mért abszorbancia jól korrelál az extraktum aromáságával, ezért ezt a paramétert is vizsgáltuk. Az ultraibolya elnyelési hányados ($URI, UVA_{210}/UVA_{254}$) (HER et al. 2008) szintén gyakran használt mutató a polimerizáltság meghatározására.

Eredmények

Változások a területhasználatban

A lejtő felsőbb részén az első katonai felmérés idején erdőt találunk, mely vadsparkként funkcionált (1. táblázat, 2. ábra). A középső részen fátlan, kaszálóként vagy szántóként hasznosított terület fekszik, míg a mintaterület keleti végén a Besnyői-patak folyik, itt nedves rét alakult ki. A második katonai felmérés idejére a legfontosabb változás, hogy a korábban egységes lejtőt egy vasúti töltés építésével megosztották, ezért a felszínfejlődési és eróziós folyamatok jelentősen átalakultak. Ebből következően a talajtani vizsgálatba csak a töltés feletti részt vontuk. A vizsgált lejtőszakasz zöme ekkor is erdővel borított, csak a töltés körüli részeken találunk lágyszárú vegetációt.

Ehhez képest nem tapasztalunk jelentős eltérést sem a harmadik katonai felmérésen, sem az 1941-ben készült térképen. A következő térképen azonban már a vizsgált lejtő egésze szántóként jelenik meg, amit valószínűleg az ötvenes évek elején törtek fel. Napjainkban a terület zöme még mindig szántóként funkcionál, mindössze egy kb. 40 m-es sávban találunk visszatelepített erdőt a gerinchez közeli lejtőszakaszon.

1. táblázat A felszínhasználati módok területi megoszlása a mintaterületen az egyes térképek alapján
Table 1 Areal distribution of the land use types of the sample area based on different maps

	erdő (%)	szántó (%)	füves-bokros terület (%)	beépített terület (%)	nedves rét (%)
1. katonai felmérés	50,6	0,0	42,0	0,0	7,4
2. katonai felmérés	67,5	0,0	32,5	0,0	0,0
3. katonai felmérés	40,1	0,0	59,9	0,0	0,0
1941 Gauss Krüger	56,7	0,0	43,3	0,0	0,0
EOV	21,2	61,1	13,4	3,3	1,0
Google Föld	25,1	64,4	6,3	4,2	0,0

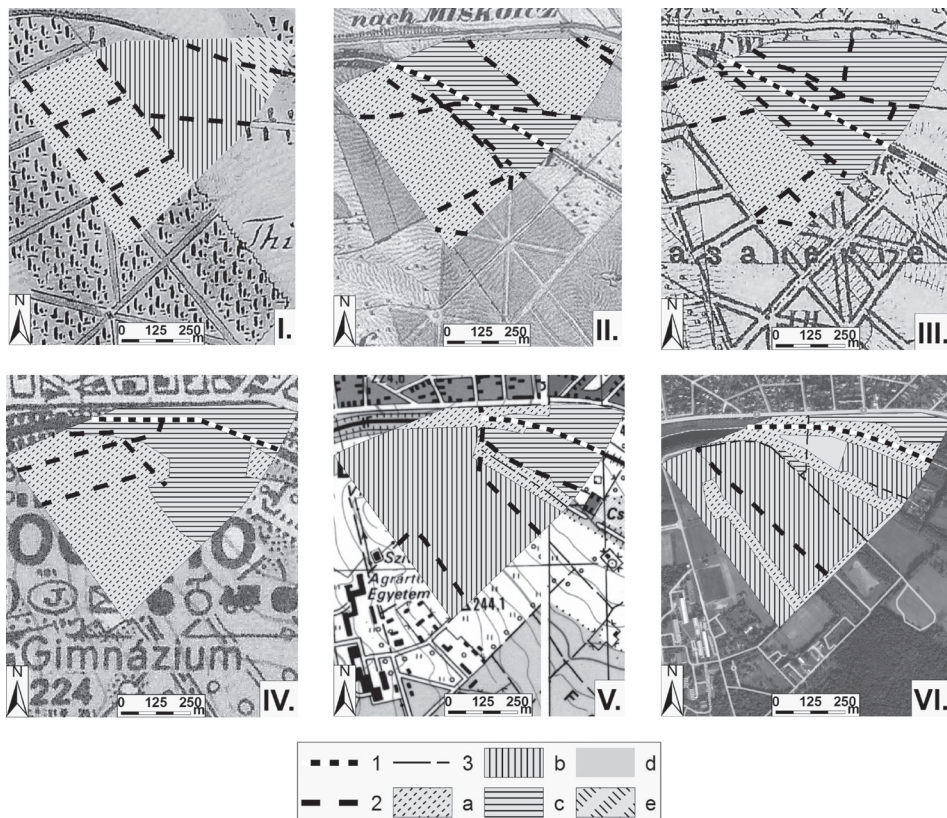
A területhasználat változását az idő függvényében már többen vizsgálták Gödöllő szűkebb és tágabb környezetében (DEMÉNY és CENTERI 2008; DEMÉNY et al. 2008; CENTERI és DEMÉNY 2011; CENTERI et al. 2011, 2012; SZABÓ 2011; FRISNYÁK 2010). Az általuk feltárt tendenciák, miszerint a szántóföldek területe a rendszerváltás után csökkent, illetve a település növekedésével folyamatosan nőtt a beépített területek nagysága, e kicsiny mintaterületen nem mutathatók ki.

A talajvizsgálatok eredményei

A katinán mélyített fúrásokban eltérő mélységben találtuk meg a humuszos réteg alsó határát, illetve a talajképző kőzetet (3. ábra, 2. táblázat). A II. fúrás jelenleg erdőben található és bár volt néhány évtized, amikor szántóföldként hasznosították, a katinán ez tekinthető az erózió és a szedimentáció által legkevésbé módosított szelvénynek. Annak dacára, hogy a felsőbb, meredekebb részen található 130 cm mélységű a szelvény, ami nagyságrendileg megegyezik a környék bolygatatlan erdőtalajainak vastagságával (STEFANOVITS 1971). Ebből következőleg az ennél sekélyebb szelvényeket jelentős eróziós pusztítás érte, az I. és III. szelvény fele hiányzik, az V. szelvény pedig gyakorlatilag földes kopár, azaz az eredeti szintek egésze erodálódott.

Felhalmozódás tekintetében a IV. fúrásban találtuk mélyebb szelvényt, mint a “referencia szelvény”, ám a különbség mindössze 20 cm, ami – tekintve, hogy a jelenleg is zajló talajművelés ekkora különbségeket egy évszak alatt létrehoz, vagy eltüntet – csekély eltérés (4. ábra). A lejtő aljában létesített fúrás a referencia szelvény mélységét mutatta, tehát jelentős felhalmozódást itt sem találtunk, ami meglepő, hiszen a fenti területekről hiányzó

talaj (leszámítva a defláció lehetőségét) a töltés megépítése óta (1800-as évek eleje) csak itt szedimentálódhatott.



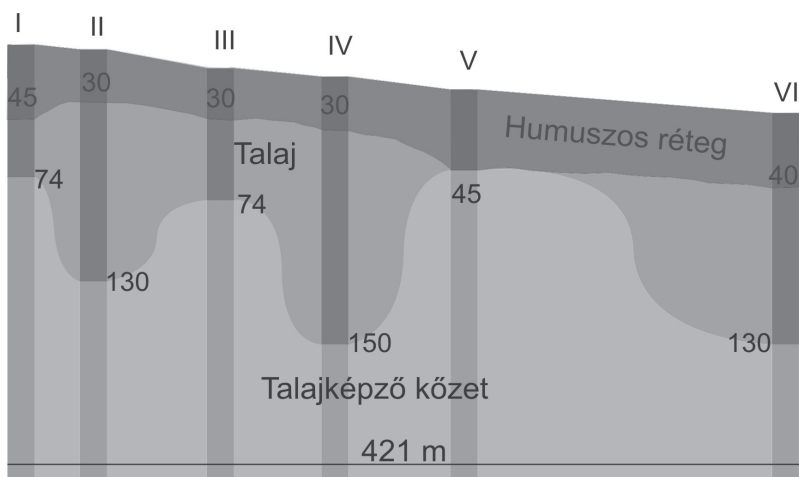
2. ábra A területhasználat változása a mintaterületen az idő függvényében (I=1763-1787, II=1806-1869, III=1872-1885, IV=1941, V=1990, VI=2006, 1=földút, 2=vasút, 3=burkolt út, a=erdő, b=szántó, c=bokros legelő, d=beépített terület, e=nedves rét)

Figure 2 Land use changes on the sample area with time (I=1763-1787, II=1806-1869, III=1872-1885, IV=1941, V=1990, VI=2006, 1=dirt road, 2=railway, 3=paved road, a=forest, b=arable field, c=pasture with bushes, d=built up area, e=wet meadow)

2. táblázat A feltárt szelvények szintje, főbb talajtani és humuszvizsgálati eredményei
(SOC=összes szerves szén, TNb=összes nitrogén, C:N=szén-nitrogén arány, Absz=abszorbancia,
URI=ultraibolya elnyelési hányados)

Table 2 Horizons of the investigated profiles with main pedological and humus parameters
(SOC=Soil Organic Carbon, TNb=Total Nitrogen, C:N=Carbon Nitrogen ratio, Absz=absorbance,
URI=Ultraviolet Absorbance Ratio Index)

Minta- vételi pont	Mély- ség (cm)	Ca- CO ₃ (%)	Szemcse- frakció (agyag/iszap/ homok) (%)	SOC (ppm)	TNb (ppm)	C:N	E ₄ /E ₆	URI	Absz. (280 nm)	E ₂ /E ₃
I	0–45	3,0	12,8/86,2/1,1	4778	112	42	2,0	3,3	0,7	2,6
II	0–15	0,4	10,3/88,6/1,1	9203	168	55	3,4	0,9	3,0	2,8
	15–30	0,0	14,3/85,1/0,6	4177	96	44	2,6	2,1	1,5	2,8
	30–50	0,0	19,4/80,4/0,1	2377	58	41	2,1	1,9	0,5	3,0
	50–70	0,4	18,7/80,5/0,8	1542	60	26	2,9	3,2	0,4	3,4
	70–130	0,0	14,3/85,6/0,1	734	47	16	2,2	3,9	0,4	3,1
III	0–30	21,3	12,2/83,4/4,4	6932	170	41	2,7	4,5	0,6	3,2
IV	0–30	0,0	13,1/85,5/1,4	8624	120	72	2,8	2,0	1,6	2,7
	30–45	0,0	17,9/80,7/1,4	1363	46	30	1,6	1,6	0,6	2,2
	45–60	0,0	22,5/75,4/2,1	1142	47	24	1,8	2,8	0,8	2,3
	60–70	0,0	23,4/74,5/2,0	896	43	21	1,8	3,7	0,7	2,5
	70–80	0,0	17,9/79,4/2,6	780	43	18	1,8	3,1	0,7	2,3
	80–150	0,0	26,6/71,5/1,9	798	58	14	2,3	3,5	0,6	3,0
	150–	17,0	25,9/73,9/0,3	242	21	11	2,0	3,3	0,3	2,8
V	0–20	0,9	12,9/85,1/1,9	7010	115	61	2,4	4,2	0,8	2,8
	20–45	1,7	16,6/82,5/0,9	4370	85	52	2,2	3,8	0,6	2,9
VI	0–20	0,0	13,8/85,5/0,7	5237	103	51	2,6	1,9	1,4	2,6
	20–40	0,0	13,7/84,5/1,7	3906	110	36	2,4	1,8	1,2	2,5
	40–60	0,0	17,9/81,2/0,9	2567	103	25	2,0	3,5	0,7	2,5
	60–70	0,4	23,8/74,8/1,4	1277	80	16	2,2	4,8	0,5	2,9



3. ábra A talajvastagság és a humusos réteg vastagságának alakulása a katénán a fűrészpontok alapján (mélységek cm-ben)

Figure 3 Changes in solum depth and humic horizon thickness along the catena on the basis of the sampling sites' data (depth in cm)



4. ábra Barázdás és szedimentációs eróziós formák a vizsgált gödöllői katéna alsó, kis lejtésű részén, 2012. április 4. (Fotó: CENTERI)

Figure 4 Rill and sediment erosion forms at the lower, small inclination part of the examined catena in Gödöllő, 4th of April, 2012 (Photo: CENTERI)

A humusos réteg vastagságának változása nem számottevő. Ezt az értéket a terepi felvételezés során állapítottuk meg, ugyanakkor fellelhető némi ellentmondás a mért eredményekkel. E rétegben a természetes eloszlást a talajművelés elfedi, illetve a folyamatos

oxidációval a szerves anyagok egy részét “elégeti” (BÁDONYI et al. 2008). Meglepő, hogy nem találtunk eltemetett, mélyebb humuszos rétegeket, ami arra utalhat, hogy az erózió meghatározó része még a vasúti töltés megépítése előtt lezajlott, vagy – ahogy arról már JACINTHE et al. (2004) beszámolt – az eltemetett szerves szén gyorsan mineralizálódott és eltávozott a talajból.

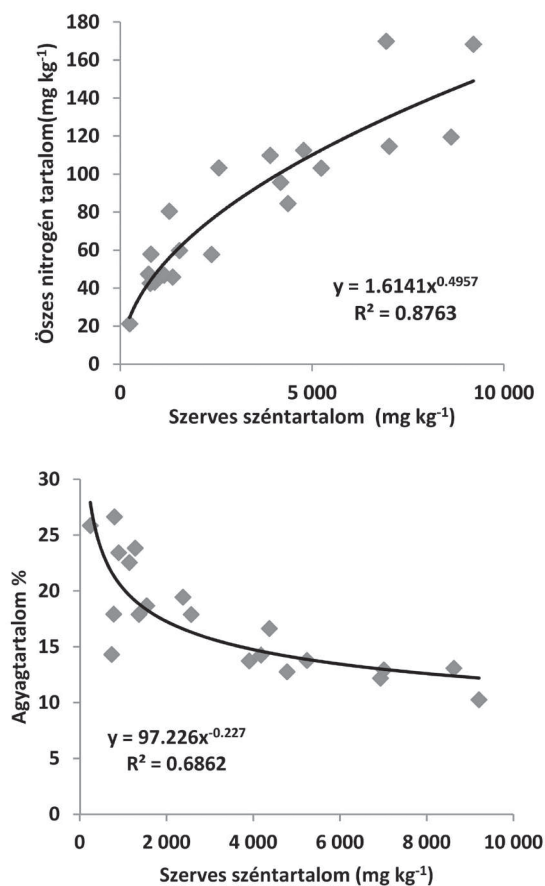
A felvett szelvények értékei és a távérzékelési adatok nem mindig hoztak azonos eredményt. A III. szelvényt egyértelműen földes kopárként azonosítottuk a terepen, holott a légifotón (1. ábra) az egyik legsötétebb résznek mutatkozik szemben pl. a IV szelvény világos foltjával, mely az egyik legnagyobb mélységű szelvénynek bizonyult. Vagyis a felszínen látható réteg tulajdonságaiból nem következtethetünk az egész szelvény jellegrére.

Több kutatási eredmény is arra utal, hogy a kolloid frakció fokozottabban erodálódik a magasabb területekről, és szedimentálódik a mélyebb régiókban (SMETS et al. 2011, NAGY et al. 2012, FARSANG et al. 2011, 2012). Ezt a tendenciát mi is megfigyeltük, hiszen a legmagasabb agyagtartalom a felszínen a VI. szelvényben mutatkozott (2. táblázat). E szelvény kivételével mindenhol igaz, hogy a felszínen lévő rétegnek a legalacsonyabb az agyagtartalma, ami mélyebb rétegek felé haladva növekszik (a sekély szintek alatt nincs feltüntetve szintként az alapkőzet). Ez a tendencia utalhatna agyagbemosódásra is, azonban a szelvények – a II. fúrás kivételével – már nem *in situ* talajokat tükröznek. A lejtőalji szelvényben azonban 40 cm mélységig állandó az agyagtartalom. Ismétlések hiányában statisztikailag nem bizonyítható, de valószínűleg itt is a lejtőről erodálódott agyagfrakció feldúsulásával állunk szemben.

A talaj szerves széntartalmának térbeli eloszlása nem ilyen egyértelmű. A legnagyobb érték az erdő alatt, a felszínen van, de minden szelvényben a felszínen találjuk a maximumot. E maximumok között nincs jelentős eltérés, csak a katéna legmagasabb és legalacsonyabb szelvényének felszínén találunk kisebb értékeket. A pusztuló területekhez képest tehát a felhalmozódási területen alacsonyabb SOC értéket mértünk, ami utalhat a szervesanyag jobb ellenálló képességére az erózióval szemben. Sokkal valószínűbb azonban, hogy a szervesanyag lehordódik, de közben egy része kimosódik vagy mineralizálódik.

Habár a legtöbb esetben az ásványi és a szerves kolloid frakció egymást erősítve alkot komplexet, és együtt is mozog (SZALAI 1998, FUCHS et al. 2010), az összes minta értékeit alapul véve fordított arányosságot találtunk a SOC és az agyagtartalom között (5. ábra). Ennek oka, hogy a szelvényekben az agyagtartalom a mélységgel párhuzamosan növekszik, míg jelentősebb mennyiségű szervesanyag csak a felszín közeli részeken található. Következésképpen az erdőtalajokban lezajlott agyag-humusz komplexek vertikális vándorlása sokkal kisebb mennyiségű szervesanyagot érint, mint a pillanatnyi művelés hatására frissen keletkező szervesanyag mennyisége.

A minták SOC és TNb tartalma között hatvány összefüggés adódott (5. ábra). Jól látszik, hogy a két komponens aránya széles skálán változik (2. táblázat). Az alacsonyabb SOC értékeknél a szén-nitrogén arány kisebb, mint a nagyobb SOC tartalmak esetén, ami kisebb humusztartalmak esetén polimerizáltabb humuszanyagokat feltételez. Ebből következik, hogy a kisebb molekulatömegű alkotók mineralizálódnak vagy mosódnak ki először, illetve a huminanyagok állnak ellent legtovább az erózió pusztításának. A kis SOC tartalmú rétegekben tehát sokkal magasabb arányban jelennek meg a polimerizáltabb humuszalkotók.



5. ábra Összefüggés az összes nitrogén és a szerves széntartalom, valamint az agyagtartalom és a szerves széntartalom között a talajszelelvények szintjei alapján
 Figure 5 Relationship between the clay and SOC contents; and the nitrogen and SOC contents of the samples

Az URI index értékei alapján a legaromásabb SOC összetételt az erdő felszínén találjuk, ezt követi a IV és VI szelelvény felszíne. Általános tendencia, hogy a mélyebb rétegek felé haladva az aromasság csökken, illetve a sekély szelelvények esetén már eleve kicsi. Hasonló tendencia figyelhető meg az E_2/E_3 értékek tekintetében is, bár itt az eltérések sokkal csekélyebbek. TAKÁCS és FÜLEKY (2010) szerint az általunk mért értékek a fulvósav és a humuszsavak közé eső tartományban mozognak, ami megfelel az erdőtalajok értékeinek. Ezzel szemben az E_4/E_6 értékeket vizsgálva a szántóterületeken jól fejlett, csernozjom jellegű SOM-ot találtunk. Az irodalmi adatoknak megfelelően az erdő alatt találtuk a legmagasabb értéket, azonban még ez sem érte el az erdőtalajokra jellemző tartományt.

A 280 nm hullámhosszon mért elnyelés alapján szintén az erdő feltalajának humuszanyagai a legaromásabbak. Nagyobb értékeket ezen kívül csak a mélyebb szelvények felszínén találunk, ahol az erózió nem pusztított jelentősen az összes többi érték egyöntetűen alacsonynak adódott (2. táblázat).

Következtetések

Esetünkben ez a mutató (elnyelés 280 nm-en) volt a legalkalmasabb a szelvények erodáltságának kimutatására, vagyis az erózió szelektivitása e hullámhosszon volt leginkább tetten érhető.

Az erdőtalaj múltat alátámasztja a szelvények erős kilúgzottsága. Jelentősebb mennyiségű szénsavas meszet csak az altalajban, illetve az ezzel keveredő rétegekben találtunk. Az I., III., és V. szelvénynél az erózió elhordta a feltalajt, a művelés pedig kisebb nagyobb mértékben fölkeverte az alapkőzet mésztartalmát.

A művelési ág megváltozásával az uralkodó vízmozgás iránya is megváltozik a szelvényben, vagyis az erdő alatti kilúgzó vízháztartás a szántón "liftező" vízmozgásba vált át, ami újra visszaemelheti a szénsavas meszet a szőlumba (STEFANOVITS et al. 1999). A sztyeppesedés ilyen vonatkozásai nem követhetők nyomon a területen. A kimutatási határon mozgó mésztartalmak a II és a VI szelvényben csak a mész jelenlétét igazolják, jelentős mennyiséget nem. Az erdő felszínén megjelenő mész valószínűleg a gerincről erodálódott és az erdősáv által "megfogott" meszes feltalajból származik, míg az 50–70 cm-es réteg mésztartalmára nincs kielégítő magyarázat. Az esetleges visszameszeződés csak a VI. szelvény alapkőzet feletti részén képzelhető el.

A sekély szelvények esetében nehezen eldönthető, hogy történt-e visszameszeződés, a mész feldúsulásának legfőbb oka – a művelés mellett – a talajerózió. A felületi rétegerózió során a felszíni talajréteg egésze elmozdul lejtőirányba, e folyamat révén komolyabb mennyiségű mész is kerülhet az alsóbb szelvények felszínére.

A mintaterület a térképi adatbázisok alapján az elmúlt 300 év jelentős részében erdő volt, legfeljebb csak az elmúlt kb. 60–70 évben törték fel, és hasznosították szántóként. A talajképződési folyamatok alapján az erdőirtás óta eltelt idő nem volt elegendő a korábban kialakult erdőtalajok visszameszeződéséhez, illetve a folyamat megindulásának is csak a jeleivel találkoztunk. A humuszösszetétel vizsgálata azonban nem hozott egyértelmű eredményt e tekintetben, hiszen az E_4/E_6 módszer szerint a humuszanyagok közelebb állnak a sztyepp dinamikára jellemző nagy molekulatömegű, gyengén savas karakterű humátokhoz. Azonban az eltelt idő rövidegsége, illetve az intenzív szántófeldí termesztés – főleg a teljes körű betakarítás – nem valószínűsíti az erdőtalaj jellegű humuszanyagok teljes átalakulását humátokká. Az eltérő metodikával végzett párhuzamos talajszervesanyag-minőség vizsgálatok ezt megerősítve a fulvó-, illetve huminsavak dominanciáját, vagyis még az erdőtalaj meghatározó jellegét mutatták ki.

A talajgenetikai változásokkal szemben az erózió jelentősen befolyásolta a katéna fejlődését. Különösen jelentős ez a hatás, ha elfogadjuk, hogy erdő alatt nem volt számottevő talajpusztulás, vagyis a jelenlegi kép az elmúlt 60–70 év alatt alakult ki. Ennyi idő helyenként elég volt az eredeti 130 cm mély szelvény teljes lepusztulásához, ami 2 cm év^{-1} átlagos eróziót feltételez az időszakra. Ez még csak kis földes kopár foltokon, nagyon

intenzív művelés mellett is valószínűtlen, különösen annak fényében, hogy nem találtunk komolyabb felhalmozódást. Lehetséges magyarázat volna, hogy a talajpusztulás jóval korábbi időpontban zajlott le, azonban ennek ellent mond a mélyebb szelvények középeinek teljes kilúgzottsága. Egy korábbi, jelentős mértékű áthalmozást a szénsavas mésztartalom átkeverése is kísért volna, melynek során a szólum középső része is meszesödött volna. Legvalószínűbb a felszín töltésepítés előtti átalakulása, ezzel magyarázható a lejtőalji szediment csekély volta, illetve hiánya.

Az erózió szelektivitását az agyagtartalom lejtőalji feldúsulása mutatja. Ezzel szemben a talaj szervesanyagainak mennyisége és összetétele nem változott egyértelműen az erózió hatására. Az ultraibolya elnyelési hányados és a 280 nm-en mért abszorbanancia alapján a lejtőalji felszínén polimerizáltabb, jobban fejlett humuszalkotókat találtunk, mint a pusztuló térszíneken. Ehhez társul a C/N arány fordított összefüggése a szerveszéntartalommal. Ezek alapján a mobilis humuszformák könnyebben mineralizálódnak a talaj által szállított humuszanyagokból is. Azaz a szedimentáció során relatív többségbe kerülnek a kevésbé mobilis, nagyobb molekulatömegű alkotórészek. A mintaterületen az áthalmozás megítéléséhez a 280 nm-en mért abszorbanancia volt a legmegfelelőbb mutató a fotometriai módszerek közül.

Összességében a GIS módszer jól kiegészíti a talajtani vizsgálatok eredményeit, illetve némely esetben felülírja a terepbejárás során tett megállapításokat. A két adatbázis összevetésével olyan többletinformációhoz jutottunk a terület felszínfejlődését illetően, melyet csak az egyik módszer alapján nem tudtunk volna elérni.

Köszönetnyilvánítás

A szerzők ezúton mondanak köszönetet MÉSZÁROS ERZSÉBETNEK, DI GLÉRIA MÁRIÁNAK és KISS KLAUDIÁNAK a laboratóriumi munkáiban nyújtott segítségükért, illetve az OTKA PD-100929 témájának a támogatásért.

Irodalom

- BÁDONYI K., HEGYI G., BENKE SZ., MADARÁSZ B., KERTÉSZ Á. 2008: Talajművelési módok agroökológiai összehasonlító vizsgálata. *Tájökológiai Lapok* 6(1-2): 145–163.
- BALOGH R., DEZSŐ J., KOVALICZKY G. 2012: Régészeti feltárást megelőző geoarcheológiai kutatások Belvárdgyula példáján felszínfejlődési rekonstrukció a Karasica-ártéren. *Tájökológiai Lapok* 10(1): 9–16.
- CENTERI, Cs., CSÁSZÁR, A. 2003: A talajpusztulás hatása a tájalakulásra a Tihanyi-félszigeten *Tájökológiai Lapok*, 1(1): 81–85.
- CENTERI, Cs., DEMÉNY, K. 2011: Land use change monitoring from statistical point of view – example of settlement expanding in the Gödöllő Domság Hillside, Hungary. In: Dobrovodská, M., Špulerová, J., Štefunková, D. (eds.), *Research and management of the historical agricultural landscapes*. Institute of Landscape Ecology, Slovak Academy of Sciences, Bratislava, p. 9–16.
- CENTERI, Cs., BELÉNYESI, M., PATAKI, R., DEMÉNY, K. 2011: Gödöllői-domság eróziós viszonyai és talajvédelme. In: Szabó, L. (szerk.) *Gödöllői-domság természeti- és gazdaságföldrajzi viszonyai, kultúrtörténete*. Agroiinform Kiadó és Nyomda Kft., pp. 58–81.
- CENTERI, Cs., GRÓNÁS, V., DEMÉNY, K., IDEI, Sz., PENKSZA, K., NAGY, A. 2012: Interrelation of Land Use Change, Nature Conservation and Urbanization in the Gödöllő Hillside, Hungary. In: Turunen, E., Koskinen, A. (eds) *Urbanization and the global environment*. NOVA Science Publisher, New York, p. 1–50.
- CHIN, Y. P., AIKEN, G., LOUGHLIN, E. O. 1994: Molecular weight, polydispersity, and spectroscopic properties of aquatic humic substances. *Environmental Science & Technology* 28, 1853–1858.
- DEMÉNY, K., CENTERI, C. 2008: Habitat loss, soil and vegetation degradation by land use change in the Gödöllő Hillside, Hungary. *Cereal Research Communications, Supplement*, 36: 1739–1742.

- DEMÉNY, K., JAKAB, G., CENTERI, Cs. 2008: The role of land use change on water erosion in the Gödöllő Hillside. Proceedings of the 15th International Congress of ISCO, Soil and Water Conservation, „Climate Change and Environmental Sensitivity” on CD, p. 1–4.
- DEMÉNY K., CENTERI Cs. 2012: A Gödöllői-dombság tájtörténeti elemzése a katonai térképek alapján. In: NYÁRI D. (szerk.): Kockázat – Konfliktus – Kihívás. A VI. Magyar Földrajzi Konferencia, a MEREXAWA nyitókonferencia és a Geográfus Doktoranduszok Országos Konferenciájának Tanulmányai. Szeged, pp. 155–164.
- DÖVÉNYI Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet Budapest
- FARSANG A, KITKA G, BARTA K. 2011: Mezőgazdaságilag hasznosított kisvízgyűjtők talajerózióhoz kötődő elemdinamikája. Talajvédelem különszám: 339–349.
- FARSANG A, KITKA G, BARTA K, PUSKÁS I. 2012: Estimating element transport rates on sloping agricultural land at catchment scale (Velence Mts., NW Hungary). Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences 7(4): 15–26.
- FRISNYÁK S. 2010: Gödöllő történeti földrajza. In: HANUSZ Á. (szerk.): Tiszteletkötet Dr. Tóth József geográfus professzor 70. születésnapjára. Nyíregyházi Főiskola Turizmus és Földrajztudományi Intézete, Nyíregyháza, pp. 61–80.
- FUCHS, M., GÁL, A., MICHÉLI, E. 2010: Depth distribution of SOM stock in fine-textured soils of Hungary. *Agrokémia és Talajtan* 59(1): 93–98.
- HER, N., AMY, G., SOHN, J., GUNTEN, U. 2008: UV absorbance ratio index with size exclusion chromatography (URI-SEC) as an NOM property indicator *Journal of water supply: research and technology. AQUA* 57(1): 35–44.
- JAKAB G., KERTÉSZ Á., MADARÁSZ B., RONCZYK L., SZALAI Z. 2010: Az erózió és a domborzat kapcsolata szántóföldön, a tolerálható talajvesztéség tükrében. *Tájökológiai Lapok* 8(1): 35–45.
- KERTÉSZ Á. 2003: *Tájökológia*. Holnap Kiadó, Budapest.
- KERTÉSZ Á., CENTERI Cs. 2006: Hungary. In: BOARDMAN, J., POESEN, J. (eds.) *Soil erosion in Europe*. John Wiley & Sons Ltd. Chichester. pp. 139–154.
- LAL, R. 2005: Soil erosion and carbon dynamics. *Soil and Tillage Research* 81: 137–142.
- LÓCZY D. 2002: Tájértékelés, földértékelés. *Dialóg Campus Kiadó, Budapest-Pécs*
- LÓCZY D. 2003: Lehetőségek a mezőgazdasági tájak mikroszerkezetének értékelésére. *Tájökológiai Lapok* 1(1): 33–43.
- MAROSI S., SZILÁRD J. 1969: A lejtőfejlődés néhány kérdése a talajképződés és talajpusztulás tükrében. *Földrajzi Értesítő* 18. 53–65.
- NAGY, R., ZSÓFI, ZS., PAPP, I., FÖLDVÁRI, M., KERÉNYI, A. SZABÓ, SZ. 2012: Evaluation of the relationship between soil erosion and the mineral composition of the soil: a case study from a cool climate wine region of Hungary. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 7(1): 223–230.
- PODMANICKY, L., BALÁZS, K., BELÉNYESI, M., CENTERI, Cs., KRISTÓF, D., KOHLHEB, N. 2011: Modelling Soil Quality Changes in Europe. An Impact Assessment of Land Use Change on Soil Quality in Europe. *Ecological Indicators*, 11: 4–15.
- SMETS, T., POESEN, J., BHATTACHARYYA, R., FULLEN, MA., SUBEDI, M., BOOTH, CA., KERTÉSZ, Á., SZALAI, Z., TÓTH, A., JANKAUSKAS, B., JANKAUSKIENE, G., GUERRA, A., BEZERRA, JFR., YI, Z., PANOMTARANICHAGUL, M., BÜHMANN, C., PATERSON, DG. 2011: Evaluation of biological geotextiles for reducing runoff and soil loss under various environmental conditions using laboratory and field plot data. *Land Degradation & Development*, 22(5): 480–494.
- STEFANOVITS, P. 1971: *Brown forest soils of Hungary*. Akadémiai Kiadó, Budapest
- STEFANOVITS P., FILEP GY., FÜLEKY GY. 1999: *Talajtan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest
- SZABÓ L. (szerk) 2011: *Gödöllői-dombság természeti és gazdaságföldrajzi viszonyai, kultúrtörténete*. Agroinform Kiadó és Nyomda Kft.
- SZABÓ, SZ., CSORBA, P., SZILÁSSI, P. 2012: Tools for landscape ecological planning – scale, and aggregation sensitivity of the contagion type landscape metric indices. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 7(3): 127–136.
- SZALAI, Z. 1998: Nyomelem-eloszlási típusok természeteshez közeli állapotú ártéri területek talajaiban és üledékeiben: (A Háros-sziget mintaterület alapján) *Hungarian Geographical Bulletin* 47 (1): 19–30.
- SZALAI, Z., NÉMETH, T. 2008: Elemi táji mintázatok hatása talajkémi paraméterekre. *Földrajzi Értesítő* 57(1-2): 135–146.

- SZATMÁRI G.; BARTA K., 2012: Az erózió, az erózió-veszélyeztetettség és a területhasznosítás kapcsolata mezőföldi területen. *Agrokémia és Talajtan* 61(1): 41–56.
- SZILASSI, P., JORDAN, G., KOVACS, F., VAN ROMPAEY, A., VAN DESSEL, W. 2010: Investigating the link between soil quality and agricultural land use change. A case study on the lake Balaton catchment, Hungary. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 5(2): 61–70.
- TAKÁCS, M., FÜLEKY, GY. 2010: Characterization of dissolved organic matter (DOM) extracted from soils by hot water percolation (HWP). *Agrokémia és Talajtan* 51(1): 99–108.
- TAN, K. H. 2003: *Humic Matter in Soil and the Environment Principles and Controversies*. Marcel Dekker Inc.
- TÓTH A., SZALAI Z. 2007: Tájökológiai és tájtipológiai vizsgálatok a Tetves-patak vízgyűjtőjén. *Tájökológiai Lapok* 5(1): 131–142.
- VONA M., PENKSZA K., KRISTÓF D., HELFRICH T., CENTERI Cs. 2006: A galgahévízi láprét felszínborítási viszonyainak változása légifotók elemzése alapján. *Tájökológiai Lapok* 4(2): 407–417.
- WANG Z., GOVERS G., STEEGEN A., CLYMANS W., VAN DEN PUTTE A., LANGHANS C., MERCKX R., VAN OOST K. 2010: Catchment-scale carbon redistribution and delivery by water erosion in an intensively cultivated area. *Geomorphology* 124. 65–74.

LANDSCAPE EVOLUTION PROCESSES DUE TO CHANGES IN LAND USE A CASE STUDY

JAKAB, G. TAKÁCS, L.

Geographical Institute, RCAES, HAS
Budaörsi út 45. Budapest H-1112 e-mail: jakab.gergely@csfk.mta.hu

Keywords: landuse change, landscape evolution, selective erosion, soil organic carbon (SOC)

Landuse change is generally investigated using GIS methods by the comparison of historical maps and remote sensing databases. The results of these processes give important data on the landscape but sometimes cannot answer questions concerning soil erosion and landscape evolution processes. On the other hand only pedological measurement data are not enough to describe the processes mentioned before adequately. This paper tries to combine the advantages of both methods to determine the main parameters of landscape evolution on a pilot area. Results suggest that pedological processes form the landscape much more slowly than soil erosion. The latter one can be described adequately by measuring CaCO₃, soil organic carbon (SOC) content and soil organic matter (SOM) compound in the various horizons. Although the study site was only a part of a whole catena the results proved the gains of this new point of view.

A RÉTKÖZ TERMÉSZETKÖZELI ÉLŐHELYEINEK FELMÉRÉSE

OLÁH Imre¹, SZIGETVÁRI Csaba²

¹Növényi Diverzitás Központ, 2766 Tápiószele, Külső mező 15.

e-mail: olahimre.olahimre@gmail.com

²E-misszió Természet- és Környezetvédelmi Egyesület, 4400 Nyíregyháza, Szabolcs út 6.

e-mail: szcsaba@e-misszio.hu

Kulcsszavak: Rétköz, élőhelyek, flóra, természetesség

Összefoglalás: A Rétköz élőhelyi viszonyairól számottevő, részletes és naprakész adatok eddig nem álltak rendelkezésre. A szerzők 2003–2011 között átfogó, természetvédelmi célú felmérést végeztek a Rétköz összes mentett oldali természeti területének élőhelyi és florisztikai viszonyairól. A felmérés során természeti területek ítélt fragmentumok összesen csaknem 8.300 hektárt, az összterület 15,75 százalékát teszik ki. A cikkből átfogó képet kapunk a vizsgált terület természetes élőhelyeinek állapotáról, a fontosabb veszélyeztető tényezőkről, illetve a botanikai értékekről. A megtalált védett növénytaxonok: rostostövű sás (*Carex appropinquata*), bántási sás (*Carex buekii*), kiskécskés aszat (*Cirsium brachycephalum*), csermelyaszat (*Cirsium rivulare*), hússzínű ujjaskosbor (*Dactylorhiza incarnata*), szálkás pajzsika (*Dryopteris carthusiana*), egypelyvás csetkák (*Eleocharis uniglumis*), mocsári nőszőfű (*Epipactis palustris*), békaliliom (*Hottonia palustris*), mocsári lednek (*Lathyrus palustris*), pompás kosbor (*Orchis laxiflora* subsp. *elegans*), mocsári kocsord (*Peucedanum palustre*), macskahere (*Phlomis tuberosa*), rucaöröm (*Salvinia natans*), bársonyos görvélyfű (*Scrophularia scopoliü*), mocsári csorbóka (*Sonchus palustris*), tőzegpáfrány (*Thelypteris palustris*), sulyom (*Trapa natans*), hólyagos here (*Trifolium vesiculosum*), kúszó csalán (*Urtica kioviensis*). A felmérés feltárt több nyilvántartásba nem vett lápot, néhány szikes tavat, számos természetvédelmi szempontból jelentős védettnövény-populációt, élőhelyet és néhány növényföldrajzi szempontból újdonságnak tekinthető florisztikai előfordulást.

Bevezetés

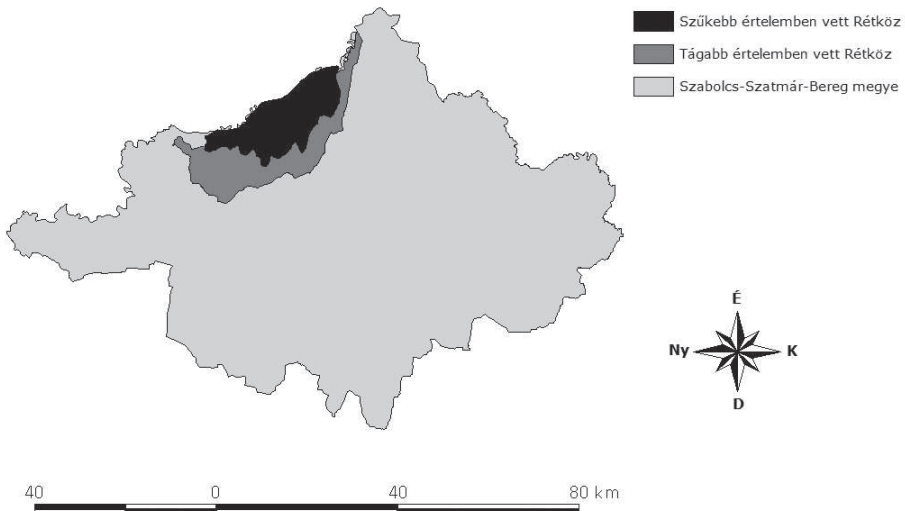
Szabolcs-Szatmár-Bereg megye földrajzi kistájairól az embereknek általában a Nyírség, valamint a Szatmár-Beregi sík jut csak eszébe. Kevésbé ismert, ámde annál érdekesebb terület a Rétköz.

A XIX. századi ármentesítési és belvízelvezetési munkálatok óta a Rétközben érintetlen természetéről ma már sehol sem beszélhetünk, mégis jól felismerhetők azok az élőhelyek, melyek a táj eredeti arculatát őrzik. A szántók között máig megmaradtak a régmúltat idéző mocsarak, lápok, belvizes laposok. A Rétköznek ez a természeti örökség az egyik legnagyobb, ám mindmáig alig felismert kincse. Manapság egyre nyilvánvalóbbá válik, hogy túl nagy árat fizettünk a mindenre kiterjedő lecsapolásért, valamint gazdasági és társadalmi szempontból is egyre kevésbé fenntartható a vizek egyoldalú elvezetésén alapuló gazdálkodás (SZIGETVÁRI 2009).

Mivel a Rétköz flórájáról számottevő, részletes és naprakész botanikai adatok nem álltak rendelkezésünkre, az E-misszió Egyesület és az Ifjú Botanikusok Baráti Köre átfogó felmérést készített 2003/2004-ben a tájegység nyugati, 2009-ben pedig középső és keleti részéről, amelyet kiegészítettek a közbeeső és későbbi évek terepi vizsgálatainak adataival.

Anyag és módszer

A Rétköz lehatárolására kétféle megközelítés létezik. Az egyik a főként geomorfológiai alapú földrajzi kistájlehatárolás (DÖVÉNYI 2010), ez egy 8 település alkotta mélyebb, teknő jellegű mélyártéri terület, amelyhez azonban a Tisza mentén karakteres homokbuckavonulatok is tartoznak. A botanikai szakirodalom általában ezt a kistájlehatárolást követi (FINTHA 1994). A másik pedig egy tágabb értelmezés, mely a XIX. századi vízrendezések előtt a Tisza és kisebb mértékben a délről érkező „nyírvizek” által rendszeresen elöntött területet nevezi Rétköznek, beleértve azt, az előbbi megközelítésben a Nyírséghez sorolt sávot, amelyre homokbuckás formakincs jellemző. Ez utóbbi megközelítés 28 települést érint (RÉFI OSZKÓ 1997). A Rétköz vízrajzi képe a Tisza Zsurk és Vencsellő közötti szakaszának szabályozásával (1846–1858), az 53,3 km hosszú Belfőcsatorna megépítésével (1857–1863) és a Lónyay-főcsatorna építésével (1879–1881) jelentősen megváltozott (Pécsi, 1969), viszont az I. és II. katonai felmérések térképlapjain nyomon követhetőek az egykori vízjárta területek. Meglátásunk szerint botanikai szempontból az utóbbi, tágabb Rétköz-értelmezésnek sok szempontból nagyobb a létjogosultsága, hiszen a rendszeres folyóvízi elöntések, valamint az ahhoz alkalmazkodó több évszázados tájhasználat miatt (RÉFI OSZKÓ 1997) ez utóbbi határok között alakult ki egy sajátos, a nyírségitől jól elkülöníthető élővilág és a növényzet jellegzetes karaktere. Vizsgálataink során ezért a tágabb Rétköz-értelmezést használtuk (1. ábra).



1. ábra A Rétköz határainak kétféle értelmezése
Figure 1 Two different interpretations of the borderlines of the Rétköz

A vizsgálati terület lehatárolásakor a természetes határvonalakhoz legközelebbi, jó támpontot adó vonalas objektumokat választottunk. Északnyugati oldalról határuk a tiszai árvízvédelmi töltés. A Nyírség felőli határként délről a nyírségi vizeket befogadó, de a Rétköz felől zárt Lónyay-főcsatorna, keletről pedig a 4-es főút, valamint a

Nyíregyháza–Záhony vasútvonal szolgált a két tájegység elkülönítésére. A hullámteret – annak merőben eltérő adottságai miatt – nem vizsgáltuk. Így összesen 8263 hektárnyi területet jártunk be.

Terepi vizsgálataink során 2003/2004-ben a tájegység nyugati, 2009-ben pedig középső és keleti részéről végeztünk a kistájra vonatkozó botanikai felmérést, amelyet kiegészítettünk a közbeeső és későbbi évek terepi vizsgálatainak adataival.

Felméréseink során a Magyar Honvédség Kartográfiai Üzeme által kiadott 1:25000-es méretarányú topográfiai térképe, valamint légifelvételek alapján kerestük fel a térkép készítésekor mélyebb, vízállásos, mocsárnak, illetve gyepek feltüntetett élőhelyeket a Rétközben, a Tisza hullámterének kivételével. Felmérésre kerültek azok a területek is, ahol térképen ugyan szántóföldet jelöltek, de a terepi bejárás során egyértelműen (jóllehet másodlagos) természetközeli élőhelyeket találtunk.

Felmérési egységként az egyértelmű határvonallal jellemezhető, összefüggően természeti területnek (mezőgazdasági művelés alá nem tartozó, közel természetes vegetációjú terület) tekinthető területegységeket kezeltük. A felmérési egységek egyértelmű határa tehát a nem természeti területtel alkotott határvonal, illetve emellett határként definiáltuk a műutakat, vasútvonalakat, a jelentősebb csatornákat. Ezen kívül egyes, a fenti határok között folytonosnak tekinthető területeken belül is külön felmérési egységként különítettük el a határozott határvonallal elválasztható, egyértelműen antropogén beavatkozás eredményeként elkülönülő foltokat (pl. telepített őshonos fafajú erdő, vetett gyepek, anyaggyűjtő/tőzgebánya helyén kialakult vízállás vagy vizes élőhely). A felmérés során természeti területnek ítélt 449 felmérési egység összesen több mint 8263 hektárt tesz ki; ez a felmért terület 15,75 százaléka.

A helyszíneken jegyzeteket készítettünk az adott terület domborzati-vízrajzi adottságairól, területhasználatáról, élőhelyeiről, flórájáról, a veszélyeztető tényezőkről – különös tekintettel a gyom- és özöngyom-fertőzöttségre – az előforduló védett fajokról és azok mennyiségéről. Meghatároztuk minden természeti terület állapotát (természetességi, illetve természetvédelmi érték alapján), valamint a területeken található élőhelytípusok minőségét, arányát, és Németh-Seregélyes-féle természetességi értékét.

Az élőhelyek dokumentálását az MÁ-NÉR (többször módosított Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer) (BÖLÖNI et al. 2003) segítségével végeztük. Az Á-NÉR 2011-es pontosításait is figyelembe vettük az élőhelytípusok meghatározása során (BÖLÖNI et al. 2011). Az egyes élőhelyek foltjait térképen elkülönítve ábrázoltuk és minden egyes folt esetében felsoroltuk az ott esetlegesen diffúzan előforduló további élőhelytípusokat, valamint a foltok jellemző növényfajait, kiemelve az inváziós, a ritka, illetve a védett taxonokat.

A területfoltok pontos határainak megrajzolását az ArcView 3.2 program segítségével végeztük el.

Az élőhelyek természetességi állapotának értékelése során az Á-NÉR 2011 élőhelyekhez rendelt öt fokozatú Németh-Seregélyes skálán alapuló értékelését alkalmaztuk (Böloni et al. 2011).

Egyedi skálát használtunk az egyes felmérési egységek egészének természetvédelmi értékelésére. A természetvédelmi értéket kizárólag botanikai és valamelyest táji szempontból adjuk meg, zoológiailag nem foglalunk állást a felmérési egységek értékességéről. Ezt az értékelési rendszert az E-misszió Természet- és Környezetvédelmi Egyesület munkatársai fejlesztették ki és használják. A természetvédelmi érték annak a mértékét

hivatott kifejezni, hogy az adott területnek mekkora a természetvédelmi jelentősége botanikai szempontból. Egy adott terület természetvédelmi értéke mindig erősen függ attól, hogy milyen a körülvevő táji környezet általános természeti állapota, jellege. Például egy kultúrtájban egy degradáltabb állapotú természeti terület nagyobb értéket képvisel, mint egy természetesebb tájban. Emellett az is befolyásolja, hogy az adott tájban mennyire ritka vagy gyakori a szóban forgó élőhely. Hosszabb távú összehasonlításra, vagy egymástól nagyban különböző tájak területeinek összevetésére ezért csak korlátozottan használható.

A skála 5 kategóriából áll. A természeti területek egytől ötig kapnak értéket az alábbiak szerint:

Gyenge (1): Rontott, zavart területek, ahol a természetes területek jellemző fajai csak nagyon kis mennyiségben, specialisták és védett fajok pedig egyáltalán nem fordulnak elő. Ide tartoznak azok a területek is, ahol tájidegen gyomok mennyisége jelentős, és terjedésük várható. Ezek a területek csak komoly beavatkozás révén, vagy magukra hagyva nagyon lassan alakíthatók át természetvédelmi szempontból fontos területté.

Elszegényedett (2): Potenciálisan értékes természeti területek. Olyan kisebb kiterjedésű, nem kedvező élőhelyi környezetben előforduló, vagy nagyobb kiterjedésű, de fajkészletében elszegényedett, specialista és védett fajokat nem tartalmazó, gyomos területek tartoznak ide, amelyek további kedvezőtlen változások hiányában, vagy természetvédelmi beavatkozás révén értékes természeti területté válhatnak. Mint pufferezónák és ökológiai folyosók jelenleg is fontos szerepet játszanak.

Jó (3): Jellegtelen, specialista vagy védett fajokat nem vagy alig tartalmazó, de nem kifejezetten gyomos vagy leromlott területek, melyek állapota várhatóan spontán módon, a jelenlegi művelési mód fenntartásával javulhat. 3-as értéket kapnak azok a fragmentált, kedvezőtlen környezetben levő, zavart területek is, amelyek értékes fajokat tartalmaznak, vagy regionálisan ritka növényzetet képviselnek.

Kiemelkedő (4): Jelentős természeti értéket képviselő területek. A régióra jellemző növényzet számottevő kiterjedésben, az élőhelyre jellemző fajkészlettel, viszonylag zavarásmentes állományokban van jelen. Kisebb és zavartabb állományok is kaphatnak 4-es értéket, ha jelentős védett vagy veszélyeztetett specialista növény előfordulása indokolja azt, vagy ha ritka élőhelytípusról van szó.

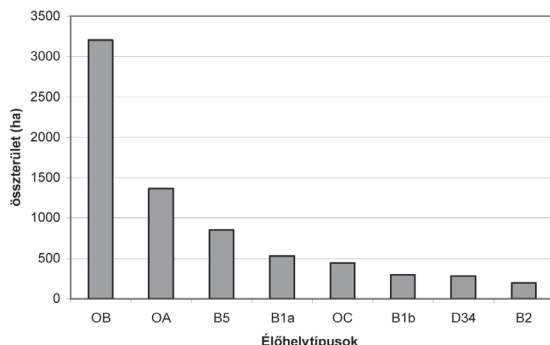
Különleges (5): Kiemelkedő természetvédelmi értéket képviselő területek. A vizsgált régióra jellemző növényzetnek nagy kiterjedésű, fajgazdag, ritka és specialista fajoknak is otthont adó, zavarásmentes, természetes vagy természetközeli állományai. Emellett 5-ös értéket kaphatnak azok a területek is, amelyek ugyan zavartabbak, kisebb kiterjedésűek, de ritka és/vagy védett növénytaxonok jelentős állományát tartalmazzák, vagy azok, melyek regionálisan ritka, unikális természetközeli élőhelyek.

A fajnevek írásánál SIMON (2000) ajánlásait követtük.

Eredmények

A Rétköz mentett oldali természetes élőhelytípusai közül a következők fordulnak elő 100 hektárnál nagyobb kiterjedésben (2. ábra): jellegtelen üde gyepek és magaskórósok (OB, 3.204 ha); jellegtelen, fátlan vizes élőhelyek (OA, 1.364 ha); nem zombékoló magassártekek (B5, 850 ha); nem tűzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások (B1a,

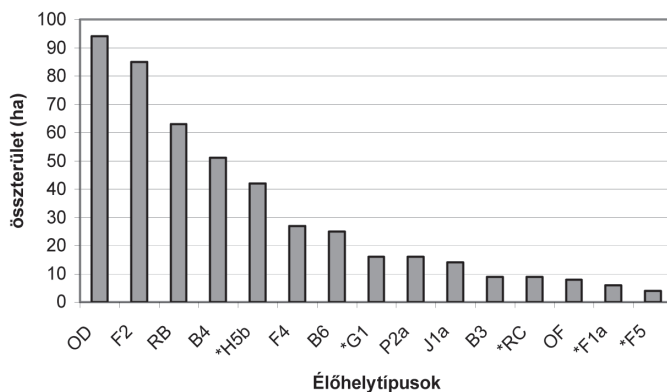
529 ha); jellegtelen száraz- vagy félszáraz gyepek és magaskórósok (OC, 445 ha); nádas úszólápok, lápos, tözezes nádasok és télisásosok (B1b, 297 ha); mocsárrétek (D34, 280 ha); harmatkásás, békabuzogányos mocsári-vízparti növényzet (B2, 194 ha).



2. ábra A Rétköz 100 hektárnál nagyobb kiterjedésben előforduló élőhelytípusai (Á-NÉR 2011 szerint)

Figure 2 Habitat types in the Rétköz occurring on larger than 100 hectares (according to the Á-NÉR 2011)

A Rétköz mentett oldali természetes élőhelytípusai közül a következők fordulnak elő 100 hektárnál kisebb kiterjedésben (3. ábra): lágyszárú özönfajok állományai (OD, 94 ha); szikes rétek (F2, 85 ha); puhafás pionír és jellegtelen erdők (RB, 63 ha); lápi zombékások (B4, 51 ha); homoki sztyeprétek (H5b, 42 ha); üde mézpázsitos szikfokok (F4, 27 ha); zsiókás és sziki kákás szikes mocsarak (B6, 25 ha); nyílt homokpusztagyepek (G1, 16 ha); üde cserjések (P2a, 16 ha); fűzlápok, lápcserjések (J1a, 14 ha); vízparti virágkákás, csetkákás, vízi hídörös, mételykórós mocsarak (B3, 9 ha); keményfás jellegtelen vagy telepített egyéb erdők (RC, 9 ha); magaskórós ruderalis gyomnövényzet (OF, 8 ha); ürmöspuszták (F1a, 6 ha); padkás szikesek és a szikes tavak iszap- és vakszik növényzete (F5, 4 ha).



3. ábra A Rétköz 100 hektárnál kisebb kiterjedésben előforduló élőhelytípusai (Á-NÉR 2011 szerint; * = egyetlen felmérési egységben előforduló élőhely)

Figure 3 Habitat types in the Rétköz occurring on smaller than 100 hectares (according to the Á-NÉR 2011; *= habitat type occurring only in one fragment)

A Rétköz mentett oldali természetes élőhelytípusainak jellemzése

A Rétközben talált élőhelytípusokat az Á-NÉR tárgyalási sorrendjében ismertetjük.

Nem tőzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások (B1a): Az élőhely állományalkotó fajai a *Phragmites australis*, a *Typha latifolia*, illetve a *T. angustifolia*. Jellemző elegendő fajok: *Alisma plantago-aquatica*, *Calystegia sepium*, *Carex acutiformis*, *Carex riparia*, *Galium palustre*, *Lycopus europaeus*, *Lythrum salicaria*, *Mentha aquatica*, *Oenanthe aquatica*, *Rorippa amphibia*, *Solanum dulcamara*, *Stachys palustris*, *Symphytum officinale*. Ezen az élőhelyen általában jelen van az *Urtica dioica* és a *Cirsium arvense*. Összesen 529 hektáron fordul elő.

Nádas úszólápok, lápos, tőzeges nádasok és télisásosok (B1b): Kifejezett úszólápot (mintegy 20 hektár kiterjedésben) egyetlen felmérési egységben találtunk. A többi előfordulás nem úszó tőzeges talajú nádasra vonatkozik. Állományalkotó fajok a *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Thypha latifolia*. Elegendő fajok: *Alisma plantago-aquatica*, *Carex acutiformis*, *Carex elata*, néhol *Carex pseudocyperus*, *Carex riparia*, *Lycopus europaeus*, *Lysimachia vulgaris*, *Lythrum salicaria*, *Oenanthe aquatica*, *Solanum dulcamara*, *Stachys palustris*, *Symphytum officinale*. Védett fajok közül előfordul ezen az élőhelyen a *Thelypteris palustris*, az *Urtica kioviensis*, valamint a *Hottonia palustris* is. A vizsgált területen összesen 297 hektáron fordul elő.

Harmatkásás, békabuzogányos mocsári-vízparti növényzet (B2): Fő állományalkotó faja a *Glyceria maxima*, amely az esetek többségében csaknem egyeduralgó. Elegendő fajok: *Sparganium erectum*, *Phalaris arundinacea*, *Alisma plantago-aquatica*, *Bolboschoenus maritimus*, *Carex riparia*, *Lycopus europaeus*, *Lythrum salicaria*, *Mentha aquatica*, *Oenanthe aquatica*, *Symphytum officinale*, *Ranunculus sceleratus*. Néhány helyen foltokban állományalkotóként megjelenik a *Scirpus sylvaticus* is. A vizsgált területen összesen 194 hektáron fordul elő. Egy ilyen kisebb harmatkásás élőhely peremén egy helyen a védett *Scrophularia scopoli* kisebb állománya is előkerült.

Vízparti virágkákás, csetkákás, vízi hídörös, mételykórós mocsarak (B3): Általában a következő fajok jó vízborítással rendelkeznek, ritkás állományai: *Eleocharis palustris*, *Alisma plantago-aquatica*, *Butomus umbellatus*, *Eleocharis palustris*, *Glyceria maxima*, *Oenanthe aquatica*, *Ranunculus sceleratus*, *Rorippa amphibia*, *Symphytum officinale*. A vizsgált területen összesen 9 hektáron fordul elő.

Zsombékosok (B4): Néhány kiszáradt területet leszámítva értékes, diverz, jó állapotú élőhelyekként vannak jelen. Legfőbb állományalkotó fajuk a *Carex elata*. Több védett taxon is ideális élőhelyre talál a Rétköz zsombékosaiban: *Hottonia palustris*, *Lathyrus palustris*, *Stellaria palustris*, és néhány helyen sajátos módon a *Cirsium brachycephalum* is jellemző a zsombékokon. A nyírségi zsombékosokra jellemző *Carex appropinquata* mindössze két helyről került elő, a két tájegység határán. A vizsgált területen zsombékos összesen 51 hektáron fordul elő.

Nem zsombékoló magassásrétek (B5): Állományalkotó fajai a *Carex acutiformis* és a *Carex riparia*, ritkábban a *Carex acuta*, *Carex vesicaria*, helyenként a *Carex buekii*. Tipikus élőhelye a Rétköznek, a természeti területeinek döntő hányadában előfordul. Egykoron valószínűleg sokkal kiterjedtebb területeket borítottak magassásosok a Rétközben. Elegendő fajok: *Eleocharis palustris*, *Galium palustre*, *Iris pseudacorus*, *Lysimachia vulgaris*, *Lythrum salicaria*, *Oenanthe aquatica*, *Ranunculus repens*, *Ranunculus sceleratus*, *Symphytum officinale*. A vizsgált területen összesen 850 hektáron fordul elő.

A magassásosok kultúrhatások mellett is fennmaradó, kiterjedt és változatos állományait Kovács Margit is megfigyelte a nógrádi flórajárásban (Kovács, 1957).

Mocsárrétek (D34): Állományalkotó fajok: *Alopecurus pratensis*, *Poa pratensis*, *Festuca pratensis*, *Dactylis glomerata*, *Festuca pseudovina*. Elegyfajjai: *Ranunculus acris*, *Ranunculus repens*, *Ajuga reptans*, *Angelica sylvestris*, *Lychnis flos-cuculi*, *Carex disticha*, *Carex hirta*, *Lysimachia nummularia*, *Potentilla reptans*, *Trifolium repens*, védett taxonok közül az *Orchis laxiflora* subsp. *elegans* használja ki az élőhely számára ideális feltételeit. A vizsgált területen összesen 280 hektáron fordul elő.

A vizsgált terület szikes talajhoz kapcsolódó élőhelyei (főként szikes rétek – F2, ritkábban szikfokok – F4, elvétve szikes puszták – F1a, vakszik – F5, szikes mocsár – B6) kis számban, és szegényes fajkészlettel képviseltetik magukat. A Rétköz nyugati felén, a Nyírséghez közeli sávban fordulnak elő, összesen 147 hektár kiterjedésben.

Nyílt homokpusztagyep (G1) a vizsgált területen összesen 16 hektáron fordul elő, igen fragmentális, másodlagos állományok formájában, savanyú homoktalajon. A karakterfajok közül jóformán csak a *Festuca vaginata* igen szórványos előfordulása különbözteti meg ezt az élőhelytípust a jellegtelen száraz gyepektől.

Homoki sztyeprét (H5b) egyetlen, de kiterjedt (42 hektáros) és jó állapotú állományban fordul elő a tájegység legnyugatibb peremén, Gávavencsellőnél. A nagyrészt *Festuca rupicola*, *Festuca pseudovina* és *Poa angustifolia* alkotta gyep különlegessége a ritka védett taxon, a *Trifolium vesiculosum* előfordulása, amelyből 2009-ben egyetlen tövet találtunk.

Füzlápok, lápcserjések (J1a): Legfőbb állományalkotója a *Salix cinerea*. A zártabb rekettyefüzesek alatt egészen hiányos a vegetáció, ezen az élőhelyen megjelenik a *Carex pseudocyperus*. Védett fajai: *Hottonia palustris*, *Thelypteris palustris*. A vizsgált területen ritkán megfigyelhető élőhelytípus, összesen 14 hektáron fordul elő.

Jellegtelen fátlan vizes élőhelyek (OA): Ez az élőhelytípus erősen kevert növényzeti képet mutat, többnyire parlageredetű nádas állományok tartoznak ide. Általában kiszáradás hatására változik meg a természetes növényzet, és ennek vonzataként felfelszántják ezeket a területeket. Így, ha újra visszatér a mocsári élőhelyeknek ideális vízállás, kezdetben fajszegény növényzet alakulhat ki rajtuk. Az adott élőhelyre jellemző növénytaxonok magkészlete több tíz évig is jelen lehet a talajban, viszont a bolygatás hatására csak évek múlva – vagy további zavarások esetén egyáltalán nem – tud újra kialakulni az eredeti társulás. A védett fajok közül gyakran több ezres tömegben jelenik meg ilyen élőhelyeken a *Cirsium brachycephalum*. A vizsgált területen összesen 1.364 hektáron fordul elő.

Jellegtelen üde gyepek, magaskórósok (OB): A jellegtelen üde gyepek „története” és helyzete hasonló a jellegtelen fátlan vizes élőhelyekéhez. Ez az élőhelytípus is távol áll a „természetes” vegetációtól, viszont jelentős szerepet tölthetnek be bűvő-, vagy szaporodási helyként, pufferezónaként. A mára jellegtelen üde gyepek képét az a folyamat is befolyásolta, hogy gyakran felülvetették őket gazdaságilag kedvezőbb fajokkal, így dominánssá válhatott sok helyen az *Alopecurus pratensis* vagy pl. a *Phalaris arundinacea*. A vizsgált területen összesen 3.204 hektáron fordul elő.

Jellegtelen száraz- vagy félszáraz gyepek és magaskórósok (OC): A jellegtelen száraz-, félszáraz gyepek sok esetben mesterséges töltéseken, korábban felszántott, de már viszlagyepesedő területeken vannak jelen, ahol még nem volt ideje kialakulni az eredeti, változatosabb fajkészletű gyepeknek. A vizsgált területen összesen 445 hektáron fordul elő.

Lágyszárú özönfajok állományai (OD): Ezeket az élőhelyeket gyakorlatilag a *Solidago gigantea* alkotja, mellékesen az OA és OB élőhelyek fajai kisebb-nagyobb arányban előfordulhatnak. A vizsgált területen összesen 94 hektáron fordul elő.

Magaskórós ruderalis gyomnövényzet (OF): A magaskórós gyomnövényzet kifejezetten elvadult képéért a következő fajok a felelősek: *Ambrosia artemisiifolia*, *Artemisia vulgaris*, *Calamagrostis epigeios*, *Carduus acanthoides*, *Cirsium arvense*, *Elymus repens*, *Onopordum acanthium*, *Urtica dioica*. A vizsgált területen összesen 8 hektáron fordul elő.

Üde cserjések (P2a): Állományalkotó cserjefaja szinte kizárólag a *Salix cinerea*, továbbiak a környező élőhelyek fajai, szálanként. A vizsgált területen összesen 16 hektáron fordul elő. Puhafás pionír és jellegtelen erdők (RB): Jellemző fajai: *Salix alba*, részben *Salix fragilis*, *Populus alba*, cserjeszintben *Salix cinerea*. A vizsgált területen összesen 63 hektáron fordul elő.

A keményfás jellegtelen vagy telepített egyéb erdők (RC) élőhelytípust egy fiatal, telepített kocsányos tölgyes elegyfajok nélküli *Quercus robur* állománya képében találtuk meg. A vizsgált területen összesen 9 hektáron fordul elő.

Védett növénytaxonok és előfordulásaik

A Rétköz mentett oldali területén az utóbbi években történt felmérések eredményeképpen 20 védett növénytaxon előfordulását dokumentáltuk (1. táblázat).

1. táblázat A dokumentált védett növénytaxonok és előfordulásaik
Table 1. The documented protected plant species and their occurrences

Taxon	Előfordulási helyek száma	Becsült tőszám nagyságrendje előfordulásonként
<i>Carex appropinquata</i>	1	10
<i>Carex buekii</i>	32	100-1000
<i>Cirsium brachycephalum</i>	89	1000-10000
<i>Cirsium rivulare</i>	2	10
<i>Dactylorhiza incarnata</i>	2	100
<i>Dryopteris carthusiana</i>	1	100
<i>Eleocharis uniglumis</i>	1	1000
<i>Epipactis palustris</i>	1	100
<i>Hottonia palustris</i>	4	1000
<i>Lathyrus palustris</i>	15	10-100
<i>Orchis laxiflora</i> subsp. <i>elegans</i>	22	10-100
<i>Peucedanum palustre</i>	2	10
<i>Phlomis tuberosa</i>	1	10
<i>Salvinia natans</i>	3	100-10000
<i>Scrophularia scopolii</i>	3	10
<i>Sonchus palustris</i>	10	10
<i>Thelypteris palustris</i>	2	10-1000
<i>Trapa natans</i>	3	1000
<i>Trifolium vesiculosum</i>	1	1-10
<i>Urtica kioviensis</i>	7	10-100

Inváziós és idegenhonos fajok a Rétközben

Az idegenhonos fajok változó arányban a vizsgált terület egészén képviseltetik magukat.

Az Észak-Amerikából származó *Solidago gigantea* 200 felmérési egységben van jelen. Ahol nagyobb mennyiségben fordul elő, akár egyedüli, minden más fajt elnyomó növény is lehet több száz m²-nyi területen. A tájegység legveszélyesebb inváziós faja. Jelentősen megváltoztatja az eredeti – és kívánatos – tájképet, növényzetet.

Az Észak-Amerikából származó *Asclepias syriaca* 44 felmérési egységben él a Rétközben. Általában a nedvesebb, jobb vízellátottságú élőhelyeknek csak a peremén tud elterjedni, de szemlátomást terjedőben van.

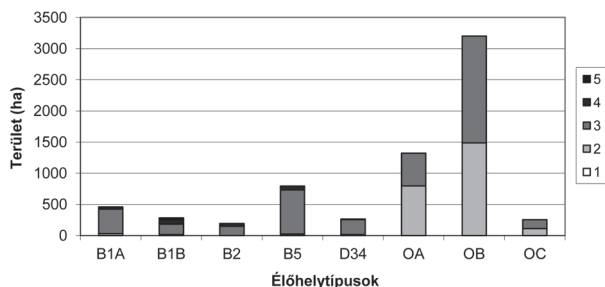
Az Ázsiából származó *Elaeagnus angustifolia* 30 felmérési egységben van jelen a Rétközben. Elterjedését korlátozza, hogy a tájegységre leginkább jellemző vizes élőhelyeken nem érzi jól magát nem képes olyan gyorsan terjedni, mint lágyszárú inváziós társai. Természetvédelmi szempontból nem előnyös a jelenléte,

Az Észak-Amerikából származó *Amorpha fruticosa* a leglátványosabban terjedő fás szárú özöngyom. A Rétköz mentett oldalán 20 felmérési egységben detektáltuk; a hullámterén általánosan elterjedt, a talaj nedvességét is egy bizonyos szintig tudja tolerálni. Mivel gyökérről nagy sikerrel sarjad, óriási nehézséget jelent a természetvédelem munkatársainak megfékezni ezt a fajt.

A vizsgálati területen ezen kívül széles elterjedésű a süntök (*Echinocystis lobata*), de annak pontos elterjedésének felmérése a terepi vizsgálatokra jellemző tavaszi-kora nyári aszpektusban nem volt lehetséges. A felsoroltakon kívül még a bálványfa (*Ailanthus altissima*), valamint a hibrid óriáskeserűfű (*Reynoutria bohemica*) fordulnak elő a felmérési egységekben. Előbbi 3, utóbbi 2 területen. E két faj – az évek távlatában – úgy tűnik, nem is terjed látványosan a Rétköz mentett oldali területein.

A vizsgált felmérési egységek természetessége

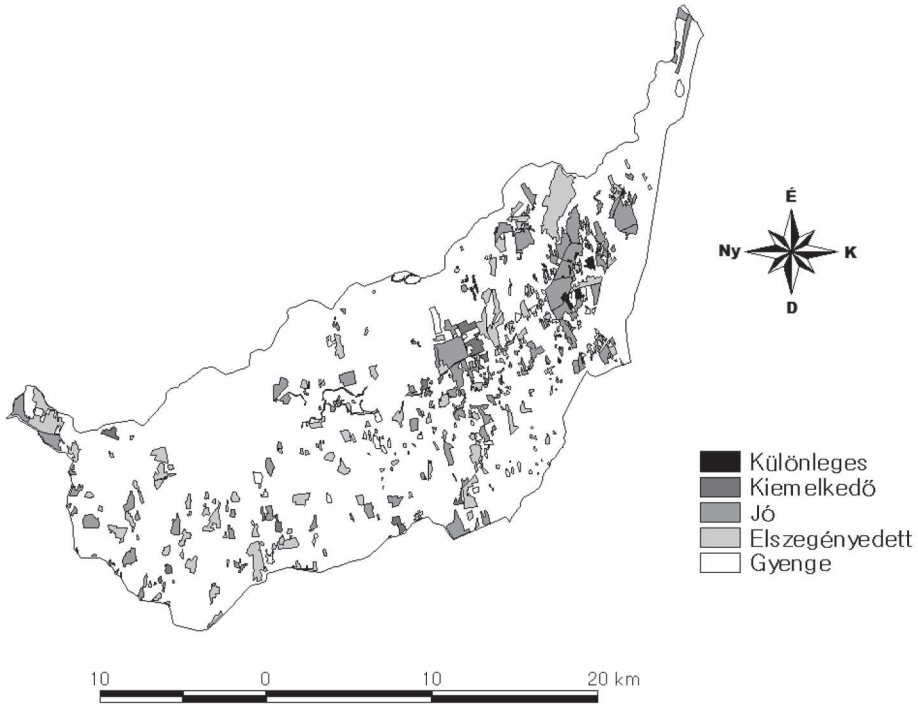
A vizsgált területen elhelyezkedő természeti területeknek kis hányada tartozik a kívánt, legtermészetesebb állapotot jelző kategóriákba (4. ábra). Ez persze nem jelenti azt, hogy ne lehetnének a nagyobb kiterjedésű, leromlottabb állapotú természeti területek potenciálisan jó élőhelyek. Zoológiailag bizonyosan jelentős szereppel bírnak, és botanikailag sem feltétlenül a legtermészetesebb fajösszetételű területek biztosítanak megfelelő élőhelyet a védett és értékes növények számára.



4. ábra A vizsgált terület legkiterjedtebb élőhelytípusainak Németh-Seregélyes féle értékek szerinti megoszlása (1: leggyengébb, 5: legértékesebb besorolású terület)

Figure 4 Distribution of the habitat types, occurring on large extension in the investigated area, according to the Németh-Seregélyes scale (1: weakest, 5: most valuable)

Az általunk vizsgált terület esetében jellemző, hogy alapvetően diffúzan helyezkednek el a különböző természetességi szintet képviselő területek, viszont a jobb állapotú és kiterjedtebb természeti területek túlnyomórészt a keleti, mélyebb, teknőszerű részekén vannak jelen (5. ábra), a nyugati részekén nagyobb a szántók aránya és folyamatosabb az átmenet a Nyírség felé.



5. ábra A Rétköz hullámtéren kívüli részének természetvédelmi érték szerinti térképe az E-misszió Természet- és Környezetvédelmi Egyesület értékelési rendszerében

Figure 5 The map of the investigated area according to their nature conservation value, based on the evaluation system of the E-misszió Nature- and Environmental Protection Association

Diszkusszió

A tájegység alapvető karakterét, legértékesebb természetes növényzeti örökségét a lápi élőhelyek adják. Ezek előfordulása a XIX. században lezajlott/megkezdett vízrendezések következtében mára meglehetősen lecsökkent, de még mindig számottevő.

Florisztikai szempontból a karakteradó élőhelyek mellett említésre érdemesek a kistájra egyébként nem jellemző, alig egy-két reprezentánsal, töredékesen jelen levő élőhelyek is (pl. homoki sztyeprétek, szikések). De olyan élőhelyek maradványfajai is fellelhetők a flórában, mint pl. a *Scrophularia scopolii*, ami a mára a mentett oldalról teljesen eltűnt, de párszáz éve még kiterjedt gyertyános tölgyesek, ligeterdők jellemző növénye. Bizonyos élőhelyek pusztulásával tehát pótolhatatlan információ elvesztésével kell számolnunk. Egy korábbi tanulmány, amely többek között a vízfolyásokat kísérő fás élőhelyek részarányait vizsgálta Magyarország négy nagytája vonatkozásában, az

Alföldön találta legnagyobb mértékűnek a fák által meghatározott Á-NÉR kategóriák térvesztését (MJAZOVSKY *et al.* 2007). A fás élőhelyek kiterjedését a Rétközben is igen alacsonynak találtuk, összes részesedésük mindössze 72 hektár.

A közelmúlt országos élőhelyfelmérése (MÉTA) számára a többnyire kis kiterjedésben előforduló élőhelyek túlnyomó részben „láthatatlanok” maradtak. Ennek oka a felmérések közötti módszertani különbségben rejlik. A sokkal kiterjedtebb – de a kistáj alapvető jellege szempontjából kevésbé informatív – jellegtelen vegetáció hajlamos elfedni a fontos részleteket. A MÉTA térképezés során a feltüntetésre kerülő természetes élőhelytípusok kiterjedését a 35 km²-es kvadrátokon belül használt 35 ha-os hatszögek százalékában adták meg. Mi az élőhelytípusok kiterjedését az őket rejtő természeti terület kiterjedéséhez viszonyított százalékban határoztuk meg. Egy 35 ha-os területen egy néhány hektáros természeti terület több élőhelytípusa nehezen mutatható ki százalékban, sokkal pontosabb képet kaphatunk, ha a vizsgált természeti területet számítjuk 100%-nak és ezen belül adjuk meg a fragmentumban jelen lévő összes élőhelytípus arányát. Így további vizsgálatok szempontjából más szemszögből láthatjuk az összefüggéseket, remélhetőleg rávilágítva a kevésbé jelentősnek tűnő, ámde fontos részletekre is.

Az élőhelyek mai állapotának magyarázata jelentős részben a tájegység múltjában keresendő. A Rétköz eredeti képének jellegét a vizes élőhelyek határozták meg. Ez alapvetően annak köszönhető, hogy a kistáj bőséges vízellátását északi oldalról a Tisza, déli oldalról pedig a Nyírségből érkező „nyírvizek” biztosították.

A vízjárta területek természetes állapotának leromlása a XIX. század közepén elindított folyószabályozások, csatornaépítések hatására kezdődött el. A Tisza mentén hosszú és magas gátat építettek. Ennek kialakításához nagy mennyiségű anyagra volt szükség, amelynek kitermelése a viszonylag magasabban fekvő természetes formák pusztulásához vezetett (TUBA *et al.* 2008). A cél a szántóterületek növelése volt. Amit viszont egyszer művelés alá vettek, azt próbálják meg is tartani. A földekről a vizek minél hamarabb történő elvezetését célzó hozzáállás – ami természetvédelmi szemmel tekintve helytelen – elvezetett odáig, hogy a Rétközben a még ma is meglévő sok száz, viszonylag kis területű természetes élőhely fragmentáltan, egymástól többé-kevésbé elkülönülten maradt fenn. A XX. század második felétől fellendülő nagyüzemi termelés agrártájjá változtatta a Rétközt. Nagyobb kiterjedésű gyepeiben ma is felismerhetők a felülvetés nyomai egyes fajok dominanciája révén.

A természetes táj működési mechanizmusainak megváltoztatása – ha kezdetben el is könyvelhették a látszólagos sikert – hosszú távon kevés alkalommal bizonyult eredményesnek. Esetünkben a vízrendezések természettel szembeni, több évtizeden át tartó (szélmalom)harcának ellenére ma is jelentős mértékben fordulnak elő belvízjárta területek a Rétközben, ami a természetes élőhelyek megmaradásához kedvező feltételeket biztosít. Napjainkra a szántóföldi gazdálkodás növelésének következményeként a vizes élőhelyek területe töredékére csökkent. Az ár- és belvizek azonban még ma is kitűnően kirajzolják az egykori lápok, mocsarak, vízfolyások helyét. Ezek a területek általában – főként csapadékosabb években – a mezőgazdaság számára használhatatlanok, élőhely- és tájképi elemként viszont jelentős szerepük lehetne. A mély fekvésű, vízállásos területeken aktív természetvédelmi beavatkozással biztosítható a lecsapolásokat megelőző vízmennyiség. Mivel a vizes élőhelyek szukcesszióját a vízellátottság döntően meghatározza, ezzel kedvező irányban befolyásolhatjuk a táj növényzetének változását, amire hazai példákat is találunk (TIMMERMANN *et al.* 2006, CSERHALMI *et al.* 2011).

Irodalom

- BÓLÓNI J., KUN A., MOLNÁR ZS. (szerk.) 2003: Élőhelyismereti útmutató 2.0. MTA ÖBKI, Vácrátót.
- BÓLÓNI J., MOLNÁR ZS., KUN A. (szerk.) 2011: Magyarország élőhelyei: Vegetációtípusok leírása és határozója Á-NÉR 2011. MTA ÖBKI, Vácrátót, 439 pp.
- CSERHALMI, D., NAGY, J., KRISTÓF, D., NEIDERT, D. 2011: Changes in a wetland ecosystem: A vegetation change reconstruction study based on historical panchromatic aerial photographs and succession patterns. *Folia Geobotanica* 46(4): 351–371.
- DÖVÉNYI Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- FINTHA I. 1994: Az Észak-Alföld edényes flórája. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, 359 pp.
- KOVÁCS M. 1957: A nógrádi flórajárás Magnocaricion-társulásai. *Botanikai Közlemények* 47: 135–155.
- MJAZOVSKY Á., CSONTOS P., TAMÁS J. 2007: A patakkísérő növényzet vizsgálata négy hazai táj viszonylatában. *Botanikai Közlemények* 94 (1–2): 45–55.
- PÉCSI M. 1969: A tiszai Alföld. Akadémiai kiadó, Budapest.
- RÉFI OSZKÓ M. 1997: Gazdálkodás a Rétközben a XVIII–XIX. században. Szabolcs-Szatmár-Bereg M. Önkorm. Lvt., Nyíregyháza, 230 pp.
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 976 pp.
- SZIGETVÁRI CS. 2009: Rétköz – Egy vízivilág öröksége. Ifjú Botanikusok Baráti Köre, Nyíregyháza, 3–20.
- TIMMERMANN, T., MARGÓCZI, K., TAKÁCS, G., VEGELIN, K. 2006: Restoration of peat-forming vegetation by rewetting species-poor fen grasslands. *Applied Vegetation Science* 9(2): 241–250.
- TUBA Z., FRISNYÁK S. (szerk.) 2008: Bodrogköz: A magyarországi Bodrogköz tájmonográfiája. Lorántffy Zsuzsanna Szellemében Alapítvány, Gödöllő-Sárospatak, 1179 pp.

SURVEY ON THE CLOSE-TO-NATURAL HABITATS OF THE RÉTKÖZ MICROREGION, HUNGARY

I. OLÁH¹, CS. SZIGETVÁRI²¹Növényi Diverzitás Központ,

H-2766 Tápiószele, Külső mező 15., e-mail: olahimre.olahimre@gmail.com

²E-misszió Természet- és Környezetvédelmi Egyesület,

H-4400 Nyíregyháza, Szabolcs út 6., e-mail: szcsaba@e-misszio.hu

Keywords: Rétköz, habitats, flora, naturalness

Till nowadays, there has been no significant information about floristic features of the Rétköz microregion. The authors made their investigations between 2003 and 2011 with a nature conservation point of view, lying emphasize on the botanical values. The total land area in a close-to-natural state is 8300 hectares, 15.75 % of the whole territory of the Rétköz. This article gives an assessment of the conditions and threatening factors of the close-to-natural habitats, and the botanical values too. The found protected plant taxa in the Rétköz are the following ones: *Carex appropinquata*, *Carex buekii*, *Cirsium brachycephalum*, *Cirsium rivulare*, *Dactylorhiza incarnata*, *Dryopteris carthusiana*, *Eleocharis uniglumis*, *Epipactis palustris*, *Hottonia palustris*, *Lathyrus palustris*, *Orchis laxiflora* subsp. *elegans*, *Peucedanum palustre*, *Phlomis tuberosa*, *Salvinia natans*, *Scrophularia scopoli*, *Sonchus palustris*, *Thelypteris palustris*, *Trapa natans*, *Trifolium vesiculosum*, *Urtica kioviensis*. Thanks to the results of this investigation we found some unknown ex lege protected fens, sodic lakes, important protected plant populations, valuable habitat fragments and some interesting floristic occurrences.

A RÁCKEVEI (SOROKSÁRI) – DUNA-ÁG HELYZETÉNEK KÖRNYEZET- ÉS TERMÉSZETVÉDELMI SZEMPONTÚ BEMUTATÁSA HIDROLÓGIAI ADATOK ALAPJÁN

TÓTH Zsolt

Debreceni Egyetem, Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar
Természetvédelmi, Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék
1182 Budapest, Halomi út 65–81. A/II. Fsz. 3. e-mail: carew7@vipmail.hu

Kulcsszavak: természetvédelem, kémia vízminőség, eutrofizáció, ökológiai vízminőség, Ráckevei (Soroksári) – Duna-ág

Összefoglalás: A Ráckevei (Soroksári) – Duna-ág /rövidítve RSD/ egy természeti értékeihez képest – a szakma és a közvélemény által – kissé elfeledett, de annál szebb víztestre hazánkknak. A Duna-ágra vonatkozó adatok elemzésének aktualitását adja, hogy a területen folyamatban van egy 35 milliárd Ft összértékű, komplex vízminőség és vízgazdálkodás javító beruházás, ami jórészt brüsszeli forrásokból valósul meg, a tervek szerint 2013-ra. Az értékelés a kémiai (oldott oxigén, ammónium-N, nitrát-N, nitrit-N) és ökológiai vízminőségre vonatkozó adatok párhuzamba állítását tűzte ki célul. Az utóbbi mutatók az EU Víz Keretirányelv által meghatározott indikátorcsoportok (fitoplankton, bevonatlakó kovaalga, vízi makroszkópikus gerinctelen, makrofita, hal) segítségével kerülnek bemutatásra. Az adatok a kémiai vízminőség tekintetében az 1997–2010 közötti időszakról adnak információt, az ökológiai felmérés pedig a 2007-es állapotokat tükrözi. A tanulmány továbbá – az ezekből levont következtetések révén – a folyóágon uralkodó környezet- és természetvédelmi állapotokról nyújt képet szakaszonkénti bontásban.

Bevezetés

Amennyiben a védendő természeti értékek közvetlen közelében emberek sokasága él, különösen nehéz feladat előtt áll a természet- és a környezetvédelem. Ez a helyzet a Ráckevei (Soroksári) – Duna-ág esetén is, hiszen a főváros közelsége jelentős antropogén hatásokkal jár. Komoly hatással van a Duna-ág vízgazdálkodására és vízminőségére a Fővárosi Vízművek Rt. Délpesti Ipari Vízműve (napi 22 ezer m³ vízigény), a Csepeli és a Pesterzsébeti Papírgyár, illetőleg a néhai Csepel Autógyár területén található vállalatok, ugyanis ipari vízkivételükkel és vízszennyezésükkel komoly környezeti terhelést okoznak (KDV-KÖVIZIG¹ 2014a). Az ipar mellett azonban a mezőgazdaság kiszolgáltatásában is központi jelentőségű; hiszen a környező szántókat innen látják el öntözővízzel. Belvíz esetén pedig a földekről (1747 km² vízgyűjtőterület) elvezetett víz ideiglenes tározójaként funkcionál (KDV-KÖVIZIG 2014a). Emellett kiemelt jelentőségű rekreációs szempontból is: a vízi sportok szerelmeseinek, a pihenni vágyóknak, és a horgászoknak közkedvelt célpontja. Ezek a tevékenységek azonban hatalmas környezeti terheléssel járnak; ezért elmondható, hogy a Duna-ág terhelhetősége maximumán van. A Fővárosi Csatornázási Művek Zrt. Dél-Pesti Szennyvíztisztító Telepéről naponta körülbelül 72 ezer m³ biológiailag tisztított szennyvíz érkezik (KDV-KÖVIZIG 2014a); emellett a még mindig nagyon szennyezett dunai tápvíz is jelentősen növeli az eutrofizáció szintjét. Tehát mindenki számára világossá vált, hogy e természetvédelmi értékekben gazdag „vízfolyásunk” érdekében radikális beavatkozásokra van szükség: a víz fokozott terhelése nem csak turisztikai szempontból, de természetvédelmi szempontból is kedvezőtlen

¹ Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság

állapotokat okoz. Az RSD-re jellemző hidrológiai tulajdonságok sem a kialakult helyzet pozitív irányú változását segítik elő: ugyanis az 57,3 km hosszú, 40 millió m³ víztérfogatú Duna-ág átlagos vízsebesség 0,2–0,4 km/óra. Tehát a teljes vízkicserélődés – az alacsony vízszintesés (10–30 cm, míg a Duna esetén ez a Kvassay – és Tassi-zsilipek között átlagosan 4–5 m) miatt – üzemzerű vízpótlás esetén nyári időszakban 1,5–2,5 hét alatt, télen 3–5 hét alatt történik meg (KDV KÖVIZIG 2014a).

A folyóágon folyamatban van egy több tíz milliárdos, komplex vízszabályozási és vízminőség-javító beruházás (az úgynevezett RSD – Projekt); mely várhatóan komoly változásokkal lesz a térségre (KDV-KÖVIZIG 2014a). A Duna-ágban több évtizede lerakódott, magas szervesanyag-tartalmú mederüledék részleges eltávolításával, a Dél-Pesti Szennyvíztisztító Telep szennyvizének Dunába való átvezetésével, a part menti ingatlanok csatornázásával várhatóan jelentős vízminőségi javulás lesz megfigyelhető a vízfolyáson. Továbbá jobb lesz a terület vízgazdálkodása is a tassi vízleeresztő műtárgy rekonstrukciója révén, aminek következtében kiszámíthatóbb és biztonságosabb vízmennyiségi és vízminőségi állapotok alakulhatnak ki. Ezzel is optimális éleletteret biztosítva a vízi és vízparti élőlények számára egyaránt. A vízminőség javulása mindenképp előnyös lesz; azonban a vízáramlási viszonyok megváltozása negatív hatással lehet – a csaknem egy évszázada kialakult – nádas-gyékényes úszólápokra, a part menti nádas élőhelyekre és a nyíltvízi (állóvizet kedvelő) hínárvegetációra. A víztest úszólápjai kiemelkedő jelentőségűek, hiszen a Rhone deltája után itt található a legkiterjedtebb úszólápos vidék Európában (SEREGÉLYES és SZÉL 2002). Ezen kívül számos magyarországi és közösségi szempontból egyaránt fontos faj található meg itt: úgymint például a fokozottan védett hagymaburok (*Liparis loeselii*), mely hazánkban bizonyítottan csak néhány helyen fordul elő. Továbbá több Natura 2000 jelölő élőhely is kötődik a Ráckevei (Soroksári) – Duna-ág térségéhez, melyek oltalmának prioritást kellene élvezni minden más érdekekkel szemben (NATURA 2000 honlapja).

Anyag és módszer

A kémiai vízminőség vizsgálata (1997–2010.)

Az erős antropogén hatások következtében az élőhelyek állapota elsősorban a környezeti elemek szennyezettségének mértékétől függ. Ezért nagyon fontos ismernünk az RSD vízminőségi jellemzőit. A VKKI² által felkért konzorcium (ÖKO Zrt. – K+K Kft. – Terraszer Kft., továbbiakban Konzorcium) 1997-2006. közötti időszakban részletes kémiai vízminőség vizsgálatokat végzett a Duna-ág teljes hosszán. Értékelésben ezeket a Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség jóvoltából használtam fel. A mintavételi helyek, melyek eredményeit alapul vettem, a következők voltak:

- Duna, Budapest felett (1657,0 fkm)
- RSD, Kvassay-zsilip (57,4 fkm)
- RSD, Szigethalom (38,0 fkm)
- RSD, Ráckeve (19,0 fkm)
- RSD, Tass (0,5 fkm)

² Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság

A Duna Budapest feletti mintavételi adatait összehasonlításként, a főváros szennyező hatásának bizonyítása céljából használtam fel. Valószínűsíthető ugyanis, hogy a Duna – így az RSD is – nagymértékű vízminőség romlásnak van kitéve a főváros hatására, az az alatti szakaszokon. Emellett várhatóan a folyó öntisztuló képessége is bizonyítható a mérési adatok összegzése után. A Duna-ág hidromorfológiailag négy szakaszra bontható (JAKAB és PAPANÉK 2005), melyek abiotikus (pl. vízminőségben) és biotikus adottságaikban eltérnek:

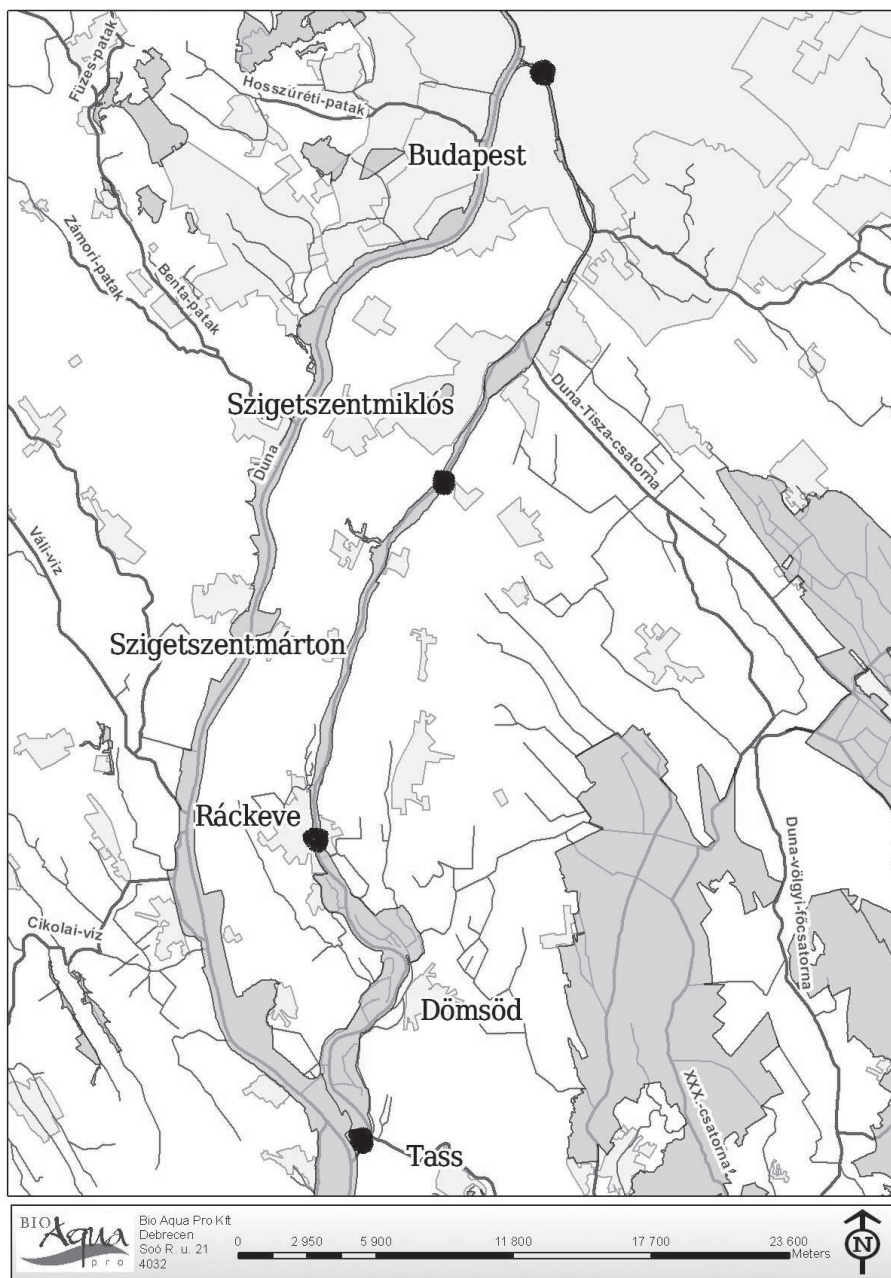
- 1: legfelső szakasz (57,3–47,5 fkm)
- 2: felső szakasz (47,5–40,0 fkm)
- 3: középső szakasz (40,0–19,0 fkm)
- 4: alsó szakasz (19,0–0 fkm)

A vízminőségi állapotok megfelelő értelmezéséhez elengedhetetlen a szakaszok rövid hidrológiai jellemzése: az 1. szakasz 110 m víztükör-szélességű, 50 m³/s vízz szállító képességgel jellemezhető medrű és 2,7 m átlagos vízmélységű. A 2. szakaszon a meder 40–80 m széles, a jellemző vízmélység 2–3 m között alakul. A 3. szakaszon a meder kiszélesedik: 150–300 m között változik, mélysége 2–3,5 m. A 4. szakaszon a meder átlagos szélessége 200–300 m, a vízmélység pedig 3–7 m közötti (KDV KÖVIZIG 2014a).

A szakirodalomban is ezt a metodikát alkalmazzák leggyakrabban. Kutatásomban azonban három bontásban vizsgáltam a folyó kémiai és ökológiai állapotát. A fent említett mérési pontok ugyanis három, közel egyenlő szakaszra osztják a folyót:

- I. szakasz: Kvassay zsilip – Szigethalom (57,4 – 38,0 fkm)
- II. szakasz: Szigethalom – Ráckeve (38,0 – 19,0 fkm)
- III. szakasz: Ráckeve – Tass (19,0 – 0,5 fkm)

Az általam I. szakasznak nevezett felső rész a hidromorfológiai első két szakasszal egyenértékű, még ha nem is teljesen van fedésben a fent említett szakaszokkal (1–2, 57,3–40,0 fkm). A Konzorcium által vizsgált 10 év mérési adatait két, 5–5 éves bontásban dolgoztam fel (1997–2001. és 2002–2006.). A 2007–2010. közötti időszakról a KDV-KÖVIZIG honlapján elérhető havi vízgazdálkodási tájékoztatók adatai alapján kaptam információt (KDV-KÖVIZIG 2014b). Ám az itt fellelhető mérések közel sem terjednek ki annyi paraméterre, mint a 1997–2006 közti állapotot bemutató konzorciumi munkában. Az oxigén és tápanyagháztartást jellemző értékek közül az oldott oxigén, ammónia-N, nitrát-N, nitrit-N koncentrációk változását követtem figyelemmel. Amellett, hogy elvégeztem a folyószakaszok kémiai és ökológiai vízminőségének összehasonlító vizsgálatát, a közel másfél évtized alatt bekövetkező változásokat is megvizsgáltam a mért vízminőségi jellemzők alapján. Az adatok közül az átlagértékeket használtam fel, ugyanis a 2007–2010. közötti időszakra vonatkozóan csak ezek álltak rendelkezésemre. Az 1994 óta Magyarországon érvényben lévő MSZ 12749 szabvány azonban a 90%-os tartósságú értékeket (e statisztikai paraméter meghatározás elvileg minimum tíz mérési eredmény meglétét kívánja meg) tekinti mértékadónak (ÖKO 2008a). Így a szabvány által meghatározott vízminőségi osztályokba való besorolást csak a szemléltetés kedvéért adom meg.



1. ábra A vízminőségi vizsgálatok mintavételi pontjai (sötét foltokkal jelölve)
(forrás: saját szerkesztés ÖKO 2008b alapján)

Figure 1. Locations of sample collecting points (indicated with a dark mark)
(source: own editing based on ÖKO 2008b)

1. táblázat A vizsgált kémiai paraméterek határértékei az MSZ 12749 alapján
(forrás: saját szerkesztés az MSZ 12749 alapján)

Table 1. Limits of chemical parameters based on MSZ 12749
(source: own editing based on MSZ 12749)

Vízminőségi jellemző	Mértékegység	Osztályhatárok			
		I-II.	II-III.	III-IV.	IV-V.
Oxigén háztartás					
Oldott oxigén	mg/l	7,0	6,0	4,0	3,0
Tápanyag háztartás					
Ammónium-N	mg/l	0,20	0,50	1,00	2,00
Nitrát-N	mg/l	1,00	5,00	10,00	25,00
Nitrit-N	mg/l	0,01	0,03	0,10	0,30

Az EU VKI alapján végzett ökológiai vízminőség vizsgálatok (2007)

Az EU Víz Keretirányelv (EU VKI) keretében hangsúlyozott ökológiai vízminőségi vizsgálatok – a kémiai vízminőség mellett – nagyon fontos szerepet kapnak napjainkban. Az indikáció elve alapján, ugyanis az adott élőhely állapotáról az ott előforduló élőlények adják a legpontosabb információt. Tehát hiába uralkodnak egy vízterben határértékeknek megfelelő állapotok, ha a vizsgált élőlénycsoportok fajösszetétele, egyes fajainak denzitás értékei nem azt támasztják alá. Így a vízi és vizes élőhelyek – ökológiai állapotának felmérését szolgáló – vizsgálatához öt nagy indikátorértékű taxon került kijelölésre:

- planktonikus algák (fitoplankton),
- bevonatlakó kovaalgák,
- makroszkópikus vízigerinctelenek,
- vízinövényzet (makrofita),
- halak.

Vizsgálataim során az Öko Zrt. – K+K Kft. – Terraszer Kft. által alkotott konzorcium 2007-ben elvégzett méréseit használtam fel (ÖKO 2008a, ÖKO 2008b); kiegészítve azt más szakirodalomban (KOVÁCS et al. 1987, BATIZI 2009) talált adatokkal. A kémiai vízminőség vizsgálatoknál alkalmazott tagolásnak megfelelően végeztem el az RSD szakaszainak felmérését, összehasonlítását. A középpontban a természetességi és degradáltsági fokok állnak, illetve a szakaszok állóvízi-folyóvízi jellege. Az öt vizsgált élőlénycsoport fajösszetétele, %-os relatív abundancia értékei illetve, borítottsági adatai ugyanis nagyon jó képet nyújtanak az adott részen uralkodó vízáramlás viszonyokról, vízminőségi állapotokról. A szakaszok összehasonlítása fitoplankton esetén a-klorofil és biomasz értékek; bevonatlakó kovaalgáknál a TDIL és IPS kovaalga indexek alapján történt. Az utóbbi indexeket a bevonatlakó kovaalga állományoknak egyedszámra vonatkoztatott, faj-, nemzetség-, illetve család-szintű százalékos relatív abundancia adatai alapján számították ki; a VKI Módszertani Útmutató ajánlása szerint (ÖKO 2008a).

A vízi makroszkópikus gerinctelenek fajlistája alapján pedig a reofil-limnofil; generalista-specialista fajok arányából a szakaszok áramlás viszonyaira, ökológiai állapotára lehet következtetni (ÖKO 2008a alapján). A makrofita és halak vizsgálata során az őshonos és adventív illetve védett, természetességre utaló fajok aránya is fontos szerepet

kapott, hiszen ezek is sokat mondhatnak a kialakult állapotról. A Konzorcium által végzett botanikai felmérés 2007 szeptemberében, többszöri bejárás révén történt. A mintavételezést egy, EU Star makrofita protokollnak nevezett, standard módszer alapján végezték, amely a vízi vegetáció minősítésére és általános felmérésére alkalmas és az EU VKI-vel összhangban van. A protokoll szerint minden szabad szemmel látható növényfaj makrofitának számít. A felmérés során minden mintavételi ponton 100–100 m-es szakaszokon vizsgálták az előforduló növényzet faji összetételét, tömegességét. Tehát a mintavétel helyszíne kiterjedt a vízben található növényzet teljes egészére és a parti vegetáció egy részére. A parti vegetáció határaként azt a vízszintet tekintik, amely az év legalább 85%-ban víz alatt van (ÖKO 2008a). A növényzet természetességi mutatóit (a Simon-féle természetvédelmi értékkategóriák alapján) felhasználva jól jellemezhető minden szakasz, emellett a felmérés idején megtalált fajok száma is fontos információkat nyújt a területről. Ezeket a vizsgálatokat – az ÖKO 2008a, ÖKO 2008b, ÖKO 2009), egyéb szakirodalmak (KOVÁCS et al. 1987, BATIZI 2009) adatait felhasználva végeztem. A területen leírt növényfajok természetvédelmi szempontú értékeléséhez Simon Tibor: Magyarországi edényes flóra határozója című alkotását használtam fel (SIMON 2002).

Eredmények és megvitatásuk

A kémiai vízminőség vizsgálata (1997–2010.)

Oxigén háztartás – Oldott oxigén koncentráció (mg/l)

Az oxigénháztartást leíró két legfontosabb paraméter egyike – az oxigéntelítettség mellett – az oldott oxigén koncentráció. Az oldott oxigén egy része a légkörből, más része a vízi növények fotoszintéziséből származik, mennyiségét jelentősen lecsökkenti a szerves eredetű szennyezés. Csökkenésével az élőlények károsodását, esetleges pusztulását okozza, de emellett különböző toxikus anyagok hatásának felerősödését is előidézhetheti (HORVÁTH 2011). Tehát az oldott oxigén szint csökkenését általában oxigén-elvonó vegyületek (szerves anyagok és az ammónium-ion) feldúsulása, az élőlények oxigén fogyasztása, illetve az oxigéntermelő folyamatok (fotoszintézis, oxigén-abszorpciója a légkörből, befolyó vizek oldott oxigén tartalma) lassulása okozza (ÖKO 2008a). Folyóvizek esetében az oxigén légkörből való bevitelét elősegíti a víz áramlása is. Minél sebesebb a vízfolyás, minél több benne a medertörés annál nagyobb a vízfolyásnak az oxigén felvételi képessége (ÖKO 2008a). A vízfolyásoknál az oxigénszint csökkenését tehát okozhatja az áramlási sebesség lassulása, vagy az áramlási viszonyok egyéb kedvezőtlen alakulása is (pl. vízfolyás visszaduzzasztása). A Ráckevei-ágra jellemző alacsony vízsebesség és a nem megfelelő áramlásviszonyok miatt a gázcsere minimálisra redukálódik, így az RSD-n nem adottak a feltételek a jó oxigénháztartás meglétéhez. A nagymennyiségű biológiailag tisztított szennyvízzel (főként a dunai tápvízből és a Dél-Pesti Szennyvíztisztító Telepről származó) és a horgászok által kijuttatott évi több tonna etetőanyaggal sok szerves-anyag jut a folyóba, ami megint csak negatívan befolyásolja a víz oxigénforgalmát. A víz oldott szerves anyag tartalma növényi, illetőleg állati eredetű lehet, egyrészt a helyi életfolyamatokból, másrészt környezetterhelésből származhat. Nagyban hozzájárulnak ehhez a kommunális, élelmiszeripari és mezőgazdasági eredetű szennyvizek is, melyek a környező területekről jutnak a természetes vizekbe. A természetes tisztulási folyamatban

a mikroorganizmusok a szerves anyagokat szervesetlenekké alakítják, azokat pedig a növények használják fel saját szervezetük felépítésére.

Az oldott oxigén mennyiségére vonatkozó adatok alapján kedvező eredményt kaptam. A nem megfelelő körülmények ellenére ugyanis meglepően magas az oldott oxigén koncentrációja a vizsgált időszak alatt minden szakaszon. A szigethalmi mérési ponton (I–II. szakasz) volt átlagosan a legalacsonyabb; de a 2007-es év kivételével (6,54 mg/l – II. osztályú) itt is I. osztályú besorolásba tartozik a víz minősége, erre a paraméterre nézve. A legmagasabb értékek a ráckevei mintavételi ponton voltak, a vizsgált időszak éves átlagai alapján, amik valószínűleg a gyorsabb áramlásviszonyoknak és a Duna-ág öntisztuló képességének köszönhetők. Az időbeli változást tekintve egy romló tendencia figyelhető meg, hiszen minden mérési ponton csökken az oldott oxigén koncentrációja, még ha nem is drasztikusan.

Tápanyagháztartás – Nitrogénforgalom (ammónium-N, nitrát-N, nitrit-N)

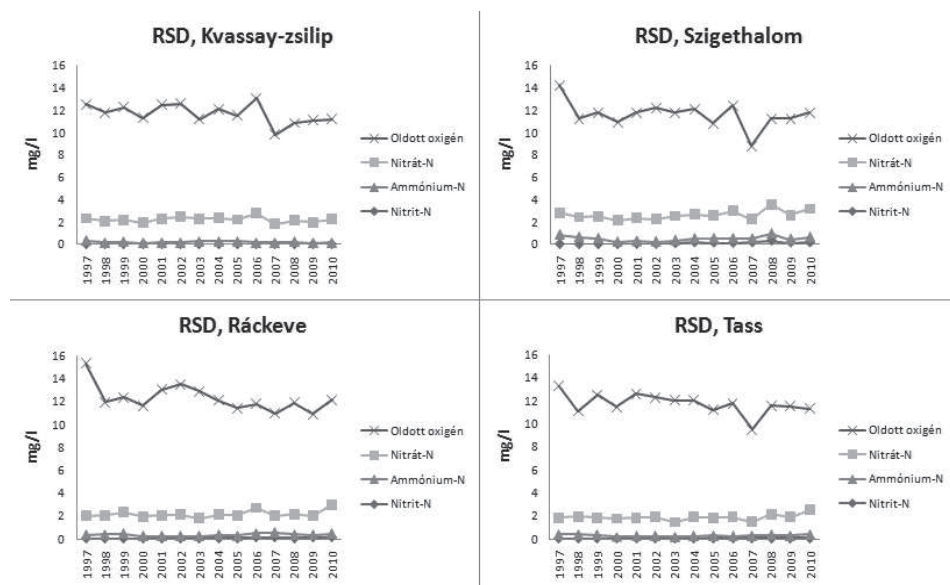
A nitrogén átalakulása körfolyamatot képez, ahol különböző nitrogénformák (szerves nitrogén, ammónia, ammónium-, nitrit- és nitrátion) folyamatos egymásba alakulása jellemző az ammonifikáció, a nitrifikáció és a denitrifikáció folyamatok révén (HORVÁTH 2011). A nitrogén biogeokémiai körfolyamata azonban antropogén tevékenységek hatására könnyen sérül. Pontforrásként elsősorban a szennyvíztisztító telepek (pl.: a Délpesti Szennyvíztisztító Telep alatti rész az egyik legnagyobb szerves anyag és ammónia-terhelésű terület /48–51 fkm/) és az állattartó telepek (a nem megfelelően kezelt trágyából kimosódó ammónia tekintetében), diffúz forrásként pedig a mezőgazdaság túlzott műtrágyázása (91/676/EGK-nitrát irányelv) jelölhető meg. Ennek következtében a nagy vízoldhatóságú nitrogén vegyületek könnyen bemosódnak és feldúsulhatnak elsősorban a felszíni vizekben és a talajvízben. A műtrágyázásból származó nitrát mellett, az ammónia, az ammónium vegyületek és a karbamid az élővizekben az oldott oxigéntartalmat felhasználva átalakul nitráttá, így ezzel is növelve annak mennyiségét. Mindez az algák fokozott növekedését (ún. vízvirágzást), a víz szagának, ízének romlását és az eutrofizáció jelenségét idézheti elő (DÉVÉNYI 1989). A magas ammónia tartalom elsősorban a halakra és a haltáplálék szervezetekre mérgező hatású (NEMCSÓK et al. 1981). Az RSD iszapvizsgálati eredményei azt mutatják, hogy azok összes N tartalma magas. Az alacsonyabb értékek nem mederszakaszokhoz, hanem jellemzően a sodorvonalai mintákhoz és egyes mellékágakhoz köthetők (ÖKO 2009). A pórusvizek ammóniatartalma ugyanakkor már mérgező tartományokat elérően magas, a 100 mg/l feletti értékeket is elérheti. Ezek a nagy értékek azonban csak a főágban a budapesti szakaszon és a Molnár-szigeti mellékágban fordulnak elő (ÖKO 2009). A pórusvíz ammónia-tartalmának víztestbe kerülése még nagyságrenddel történő hígítás esetén is veszélyes lehet, illetve igazolja az oxigénhiányos állapotban bekövetkező kritikus vízminőségi állapotokat, amiről a következő szerzők is említést tettek: DÉVÉNYI (1989), HAITMAN (1990), HOLLÓSY (1995).

A konzorciumi vízminta elemzések adatait összegezve egyértelműen kirajzolódik, hogy a Szigethalom mintavételezési pontnál a legkedvezőtlenebb a helyzet minden időszakra nézve (2. és 3. ábra). A N, minden általam vizsgált formájában, itt mutatta a legmagasabb értékeket. Az $\text{NH}_4\text{-N}$ és $\text{NO}_3\text{-N}$ nitrogénformák koncentrációkra vonatkozóan az MSZ 12749 általi II. osztályú besorolást érte el a legtöbb évben. Az ammónium-N tekintetében nem volt ritka a III. osztályú vízminőségű év sem (1997, 1998, 1999, 2008). A legrosszabb eredmények azonban a $\text{NO}_2\text{-N}$ tekintetében figyelhetők meg. E paramé-

terre nézve ugyanis ugrásszerű romlás jellemző. Az 1997. évi átlagértékhez (0,05 mg/l) képest mintegy négyszer nagyobb koncentráció volt detektálható 2010-ben (0,2 mg/l) itt. 2008-ban pedig a magyar szabvány szerinti erősen szennyezett (V. osztály) kategóriába volt sorolható a víz minősége, az e mérési ponton vett minták éves átlaga alapján (2. ábra).

A legkedvezőbb helyzet az NH_4 -N és NO_2 -N mutatókat tekintve a Kvassay-zsilipnél uralkodik; ha a Duna, Budapest feletti mintavételi pontját nem vesszük figyelembe (2. és 3. ábra). Ugyanis a fővároson áthaladó víz szennyeződése révén némiképp romlottak ezek a paraméterek az RSD-hez érve. CLEMENT (1994) szerint önmagában elég az eutróf állapot kialakulásához a Dunából érkező magas tápanyagtartalmú vízmennyiség. A nitrát-N legkisebb koncentrációban Tassnál mutatható ki, vélhetően a hígulásnak és a Duna-ág öntisztuló képességének köszönhetően (2. és 3. ábra).

A mutatók időbeli változását vizsgálva minden mérési ponton, mérsékelt romló tendencia figyelhető meg. A nitrit-N esetén a legjelentősebb ez a folyamat, ez a koncentráció-növekedés kevésbé hangsúlyozott a többi paraméter tekintetében. Fontos megemlíteni, hogy mindegyik vizsgált nitrogénforma esetén megállapítható, hogy a víz öntisztuló képességéből adódóan Tassra nagymértékben lecsökken a paraméterek értéke (2. és 3. ábra).



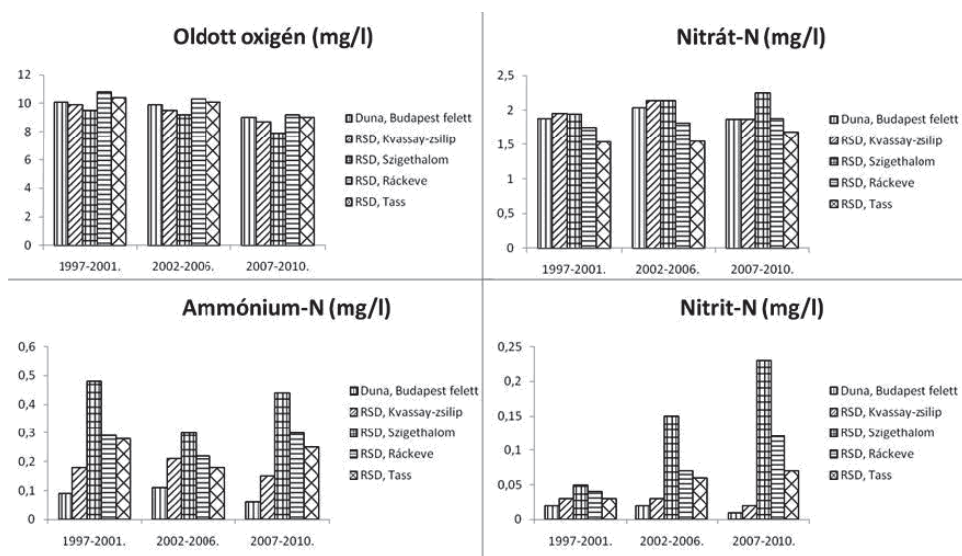
2. ábra A kémiai vízminőség vizsgált paramétereinek változása a Ráckevei (Soroksári) – Duna-ág mintavételi pontjain 1997–2010 között

(forrás: saját szerkesztés az ŐKO 2008a és a KDV-KÖVIZIG honlapja alapján)

Figure 2. Changes in the chemical parameters of the water quality at Ráckeve-Soroksár Danube at sample collecting points between 1997 and 2010

(source: own editing based on ŐKO 2008a and the KDV-KÖVIZIG web page)

Összességében elmondható, hogy a néhol kiugróan magas értékek ellenére egyik mérési időszakra (1997–2001., 2002–2006., 2007–2010.) vonatkozó adatok átlaga sem ért el II. osztályú besorolásnál rosszabb vízminőséget a nitrit-N mérési eredmények kivételével. E tekintetben ugyanis a 2007–2010. közötti adatok átlagai szerint Szigethalom és Ráckeve mérési pontokon IV. osztályú, Tass mérési ponton III. osztályú vízminőségi besorolás állapítható meg (3. ábra). A némileg kedvező kép azonban nem azt jelenti, hogy jelentéktelen a szennyezés mértéke. Ugyanis a 90%-os tartósságú értékek, véleményem szerint nem ezt az eredményt adták volna. A diagramokból jól kivehető, hogy Budapest jelentős szennyezőforrás; hiszen a Duna Budapest feletti szakaszán kedvezőbb a helyzet minden vízminőségi paraméterre nézve (3. ábra). Tehát a főváros szennyvizei nagyban hozzájárulnak az RSD-n kialakult helyzethez. Továbbá fontos tény, hogy mind az oldott oxigén, mind a vizsgált nitrogénformák mért koncentrációi a Kvassay-zsilip és Szigethalom közti szakaszon nagymértékben megnövekedtek. Ez valószínűsíthetően főként a Dél-Pesti Szennyvíztisztító Telep által folyóba került szennyvíznek köszönhető.



3. ábra A kémiai vízminőségi paraméterek változása térben és időben
(forrás: ÖKO 2008a és KDV-KÖVIZIG honlapja alapján)

Figure 3. Changes of chemical water quality parameters in time and place
(source: ÖKO 2008a and KDV-KÖVIZIG homepage)

A vizsgált paraméterekre nézve egyértelmű romlás észlelhető, ami a vízminőség és vízgazdálkodási beavatkozás (RSD-Projekt) fontosságát hangsúlyozza.

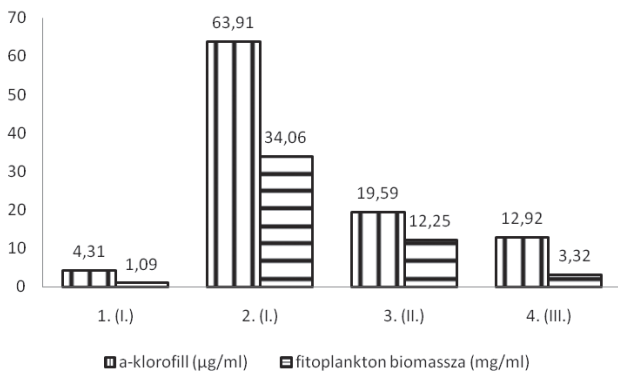
Az EU Vki alapján végzett ökológiai vízminőség vizsgálatok (2007)

Fitoplankton

A folyó teljes hosszán egyértelműen a *Centrales* rendbe tartozó kovaalgák dominanciája volt megfigyelhető, melyek túlszaporodása sokszor okoz komoly vízminőségi problémákat. KISS KEVE TIHAMÉR már több cikkében (1984, 1997) beszámolt arról, hogy a téli kovaalga – túlprodukciókat a rend fajai okozzák. Továbbá tavasszal is felléphet vízvirágzás a napsugárzás és a vízhőmérséklet növekedésével, ami megint csak a *Centrales* kovaalgák túlzott mértékű felszaporodásának az eredménye (KISS 1984, KISS és GENKAL 1997). A tavaszi időszak vége felé ez a csúcs visszaesik és fokozatosan megszűnik a dominanciájuk. Ősszel azonban ismét jelentős mértékben elszaporodnak, főként a *Stephanodiscus*, *Melosira*, *Cyclotella* fajok; tehát az év csaknem bármely szakaszában okozhatnak katasztrofális vízminőségi állapotokat (ÖKO, 2008a). 2007 szeptemberében végzett mérés eredményei azonban jó állapotot mutattak az I. szakasz felső részén, ugyanis a fitoplankton biomassa 0,83 mg/l és 1,35 mg/l; és az a-klorofill koncentráció 3,3 µg/l és 5,4 µg/l közötti mért értékek ezt támasztják alá. Tehát itt, az EU VKI szerinti vízminősítés alapján, I. osztályú a vízminősége e paraméterek tekintetében. Azonban az alsóbb szakaszokon ez már nem így van, hiszen nagymértékű emelkedést mutatott mindkét érték. Ennek oka valószínűleg az; hogy a Ráckevei (Soroksári) – Duna-ág felső szakaszán, a Dunából érkező magasabb lebegőanyag-tartalom (kisebb átlátszóság) miatt, rendszerint jóval alacsonyabb alga-koncentrációkat lehet észlelni, mint a Duna-ág középső-alsó szakaszán. A mérési időszakban a Duna-ágon az I. szakasz alsó részén volt a legnagyobb az algamennyiség, a fitoplankton biomassa értéke itt a 67,2 mg/l értéket is elérte (4. ábra). Ezzel összhangban a klorofill-a koncentráció is itt volt a legmagasabb: 268,7 µg/l (VKI szerinti V. osztályú vízminőség). A II. szakaszon már mérséklődött mindkét érték: a fitoplankton biomasszája 1,29 mg/l és 23,2 mg/l; az a-klorofill koncentráció 5,2 µg/l és 92,8 µg/l között változott (4. ábra). A III. szakaszon további csökkenés jelentkezett mindkét paraméter tekintetében, azonban a legfelső szakaszhoz képest kedvezőtlenebb volt a helyzet: 2,4 mg/l és 4,24 mg/l között változó fitoplankton biomassa értékek és 9,6 µg/l és 16,9 µg/l közötti a-klorofill értékek voltak jellemzők (4. ábra). A szakaszok mintavételi pontjain mért értékek átlagát figyelembe véve jól látható, hogy a folyó-ág legfelső szakaszán (57,3–47,5 fkm) a legkedvezőbb a helyzet ebből a szempontból, viszont a medermorfológiai elkülönítés szerinti 2. szakaszon már jóval rosszabb kép tárul elénk. A II. és III. szakaszon mindkét vízminőségi jellemző tekintetében javulás figyelhető meg (4. ábra).

Bevonatlakó kovaalga

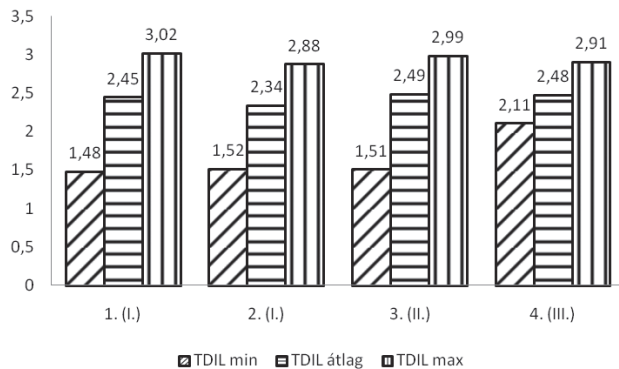
A bevonatlakó kovaalgák aljzathoz kötöten élő szervezetek, melyeknek hatalmas jelentőségük van a vízben zajló fizikai, kémiai és biológiai ciklusokban. A fajok nagy része érzékenyen reagál a környezetében bekövetkezett változásokra, s e tulajdonságukban rejlik annak lehetősége, hogy a felszíni vizek minősítésében is jól használhatók. Számos csoportjuk közül is, a kovaalgák a legmegfelelőbb indikátor szervezetek, mert szinte minden felszíni víztípusban jelentős faj és egyedszámban fordulnak elő. A minősítéshez úgynevezett érett kovaalga bevonat gyűjtése szükséges, mely révén nemcsak az aktuális vízminőségi állapotról, hanem a mintavételt megelőző több hét vízminőségi eseményeiről is eredményeket kapunk.



4. ábra Fitoplankton biomassa és a-klorofill értékek az RSD szakaszain
(forrás: saját szerkesztés ÖKO 2008a alapján)

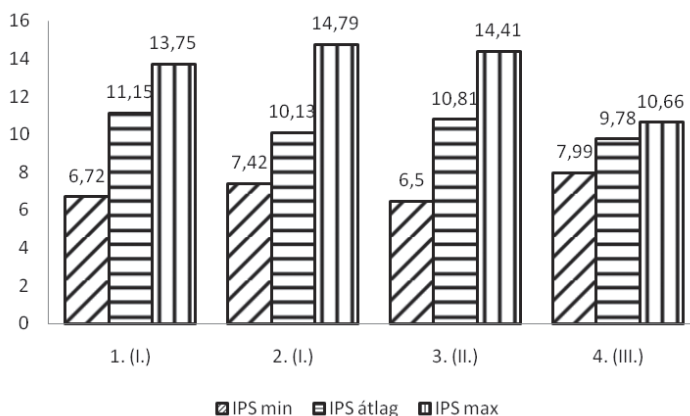
Figure 4. Values of phyto-plankton and –chlorophyll at RSD sections
(source: own editing based on ÖKO 2008a)

Azonban az, hogy milyen kovaalga indexet használunk; attól függ, hogy milyen referenciaállapotot veszünk alapul. Vízfolyás esetén az IPS (5. ábra), tavaknál pedig TDIL (6. ábra) kovaalga index alkalmazandó a vízminősítéshez. Mivel az RSD-nek sok, állóvízi körülményekkel jellemezhető része van, mindkét index alapján érdemes vizsgálatokat végezni. A Konzorcium által végzett méréseket felhasználva, könnyen megállapítható, hogy a legkedvezőtlenebb helyzet a 2. szakaszon áll fent. Itt mindkét indexre nézve alacsonyabb átlagértékek voltak jellemzők. Az IPS index szerint, a Dél-Pesti szennyvíztisztító telep alatti (IPS=6,72) és a Cseke-szigeti mellékág (IPS=6,5) mintavételi helyeken, a TDIL index szerint pedig a Gubacsi-híd környékén (TDIL=1,48) voltak a legrosszabb eredmények. A tavi referenciaállapotot figyelembe véve a II. szakaszon uralkodnak a legkedvezőbb vízminőségi állapotok, azonban folyóvízi referenciát alapul véve az RSD legfelső szakasza (1.) tekinthető legjobbnak. A 2007. évi felmérés során a kovaalgák közül a leggyakoribbak a *Centrales* rendbe tartozók, a *Naviculaceae* és *Bacillariacea* taxonok voltak.



5. ábra A tavi referenciaállapotot figyelembevevő TDIL kovaalga index eredmények
(forrás: saját szerkesztés ÖKO 2008a alapján)

Figure 5. Index results based on TDIL considering the reference conditions of the lake
(source: own editing based on ÖKO 2008a)



6. ábra Folyóvízi referenciaállapotot alapul vevő IPS kovaalga index eredmények
(forrás: saját szerkesztés ÖKO 2008a alapján)

Figure 6. IPS index results based on reference riverwater conditions
(source: own editing based on ÖKO 2008a)

Vízi makroszkópikus gerinctelenek

A felszíni víztestek biomonitorozására leggyakrabban használt élőlénycsoportok közül kiemelkedő jelentősége van a vízi makroszkópikus gerinctelen együttesnek. Jól reprezentálják a vizsgált élőhelyeket, életciklusuk hossza miatt alkalmasak egy-egy mintavételi területen lejátszódó folyamat elemzésén túlmenően az egyes vízterek objektív összevetésére. Kifejezett a kisléptékű térbeni variabilitásuk, azaz az élőhely-preferencia sokszínűsége, mely alkalmassá teszi az élőlényegyüttest élőhely- és környezetminősítésre (ÖKO 2008a). Minden olyan környezetükben bekövetkező rövid és hosszú távú változást jeleznek (populációik nagyságának növekedésével, illetve csökkenésével, esetenként eltűnésével), melyet időben detektálva következtethetünk azokra a tényezőkre (pl. vízminőségi változás, élőhely-degradáció) melyek megszüntetése, illetve csökkentése esetén a természetes (természet közeli) állapot visszaállítható. Számos fajuk érzékenyen reagál a szervesanyag-terhelésre és a különböző ipari eredetű vegyianyag-terhelésekre, melyek a fajsza és egyedsűrűség csökkenésével jól kimutathatók. Továbbá sok olyan karakterfaj van, amely igen érzékeny például a víz oldott oxigéntartalmára, ezzel szoros összefüggésben az áramlás sebességére és a vízfelszín esésviszonyaira; vagy az üledék minőségére, ill. a mederben található különböző abiotikus és biotikus tényezőkre. A mintavétel során a következő taxonok voltak jellemzőek: kagylók, csigák, pócák, felsőrendű rákok, rovarok.

Esetünkben megfigyelhető, hogy minden szakaszon gyakoriak a generalista, szennyezést jól tűrő fajok (*Orconectes limosa*, *Sinanodonta woodiana*, *Physella acuta*, *Erypbodella octoculata*). Ezek többsége adventív, invazív faj; tehát jelenlétük az őshonos fajokra nézve különösen veszélyes. Hiszen így nemcsak a kedvezőtlen életkörülmények gyéri-

tik a hazai fajok számát; hanem agresszív, idegenhonos kompetítorok is. Többek között emiatt elenyésző volt a mintákban a védett, specifikus fajok aránya: két szitakötőfajunk (*Aeshna isosceles*, *Libellula fulva*) és egy kagylófajunk (*Pseudanodonta complanata*) előfordulását detektálták csak.

A víz minősége mellett jó helyzetelemzést nyújtanak a vízi makroszkópikus gerinctelenek a vízáramlás-viszonyokról is, hiszen sok faj – víztesttípus-specifikussága révén – képes azt jelezni. Mindenképpen megállapítható, hogy a limnofil (*Sphaerium corneum*, *Lymnaea stagnalis*, *Radix auricularia*, *Radix balthica*, *Planorbis corneus*, *Erbpobdella nigricollis*, *Helobdella stagnalis*, *Cloeon dipterum*, *Coenagrion puella*, *Aeshna mixta*, *Gerris odontogaster* stb.) fajok nagy arányban megtalálhatók az RSD teljes szakaszán (ÖKO 2008a). Ezek a lassú áramlásra, és a sok helyen kialakult állóvízi körülményekre engednek következtetni. Ezzel szemben a folyóvízi referenciaállapotra utaló, gyorsabb folyású vizeket kedvelő karakterfajok (*Pisidium henslowanum*, *Unio pictorum*, *Pseudanodonta complanata*, *Viviparus acerosus*, *Valvata piscinalis*, *Lithoglyphus naticoides*, *Corophium curvispinum*, *Platynemis pennipes*, *Micronecta* sp., *Ecnomus tenellus* stb.) aránya nagymértékben lecsökkent (ÖKO 2008a). Ezt azonban nem ijesztő tényként kell kezelni, hiszen a nagymértékben átalakult Ráckevei – Duna-ág így is rengeteg értéket rejt; csak nem a folyóvízi referenciaállapotának megfelelően. Több természetközeli mocsarakhoz köthető faunaelemet is azonosítottak ebben a felmérésben: *Musculium lacustre*, *Stagnicola palustris*, *Physa fontinalis*, *Niphargus mediodanubialis*, *Synurella ambulans*, *Hydrometra gracilentum*, *Hydrovatus cuspidatus*, *Leptocerus tineiformis* stb. A szakaszok között jelentős különbségek nincsenek, azonban az észrevehető, hogy a III. szakaszon kismértékű fajszám csökkenés volt megfigyelhető, emellett a limnofil fajok aránya is visszaesett a folyóvízi karakterfajokhoz képest (ÖKO 2008a). Ez, az alsó szakaszon nagyobb vízsebességet, gyorsabb áramlást és „folyóvízibb” körülményeket feltételez.

Makroflóra

A magasabb rendű növényzet az egyes élőlényközösségek meghatározó eleme, amely önmagában is jelentős biomassza, jelentős aljzat és élettér. Számos hatásra jól reagál, ilyenek pl. a fizikai zavarás, a fényviszonyok megváltozása, a talaj tápanyagtartalmának (anyag-tartalmának) megváltozása stb. A Ráckevei (Soroksári) – Duna-ágon található – világszerte is kuriózumnak számító – úszólápos vidék és az itt fellelhető növényritkaságok (*Liparis loeselii*, *Utricularia bremii*, *Epipactis palustris*, *Dactylorhiza incarnata*, *Eriophorum latifolium*, *Sphagnum* sp. stb.) miatt, különösen fontos indikátor szervezetek.

Az anyag és módszer című fejezetben megjelölt felhasznált források adatai mintegy 170 növényfaj jelenlétét igazolják a területen. Ezek többsége természetességre utaló faj, ami a vizsgált Duna-ág természetvédelmi jelentőségét hangsúlyozza. Azonban szép számmal megtalálhatóak voltak a degradált területek jellemző növényei is. A 2. táblázat a Simon-féle természetvédelmi érték kategóriák alapján mutatja be a terület növényzetének szakaszonkénti megoszlását.

2. táblázat Az RSD növényfajainak szakaszonkénti megoszlása a Simon-féle természetvédelmi értékkategóriák alapján

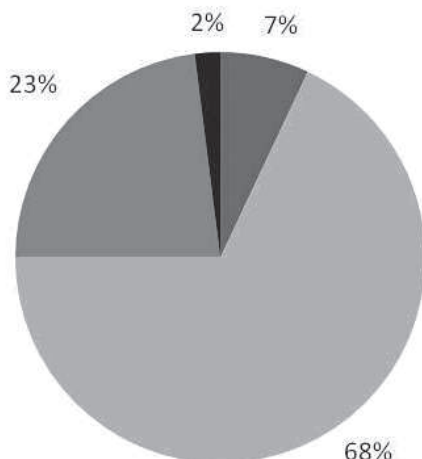
Table 2. Periodical distribution of RSD flora species based on nature value categories by Simon (from: own editing based on ÖKO 2008a, ÖKO 2008b, ÖKO 2009, BATIZI 2009, KOVÁCS et al. 1987)

I. SZAKASZ			II. SZAKASZ			III. SZAKASZ		
TVK-kategóriák	Fajszám	%	TVK-kategóriák	Fajszám	%	TVK-kategóriák	Fajszám	%
I. Természetes állapotokra utaló			I. Természetes állapotokra utaló			I. Természetes állapotokra utaló		
unikális fajok (U)	0	0,0	unikális fajok (U)	0	0,0	unikális fajok (U)	0	0,0
fokozottan védett fajok (KV)	2	1,9	fokozottan védett fajok (KV)	3	4,2	fokozottan védett fajok (KV)	0	0,0
védett fajok (V)	4	3,9	védett fajok (V)	7	9,7	védett fajok (V)	3	10,7
társulásalkotó fajok (E)	16	15,5	társulásalkotó fajok (E)	10	13,9	Társulásalkotó fajok (E)	5	17,9
kísérő fajok (K)	43	41,7	kísérő fajok (K)	30	41,7	kísérő fajok (K)	10	35,7
poinír fajok (TP)	1	1,0	poinír fajok (TP)	0	0,0	poinír fajok (TP)	0	0,0
<i>Összesen (I.):</i>	<i>66</i>	<i>64,1</i>	<i>Összesen (I.):</i>	<i>50</i>	<i>69,4</i>	<i>Összesen (I.):</i>	<i>18</i>	<i>64,3</i>
II. Degradációra utaló			II. Degradációra utaló			II. Degradációra utaló		
zavarástűrő fajok (TZ)	16	15,5	zavarástűrő fajok (TZ)	12	16,7	zavarástűrő fajok (TZ)	8	28,6
adventív fajok (A)	3	2,9	adventív fajok (A)	3	4,2	adventív fajok (A)	1	3,6
gazdasági növények (G)	2	1,9	gazdasági növények (G)	2	2,8	gazdasági növények (G)	1	3,6
gyomfajok (GY)	16	15,5	gyomfajok (GY)	5	6,9	gyomfajok (GY)	0	0,0
<i>Összesen (II.):</i>	<i>37</i>	<i>35,9</i>	<i>Összesen (II.):</i>	<i>22</i>	<i>30,6</i>	<i>Összesen (II.):</i>	<i>10</i>	<i>35,7</i>
Összesen:	103	100,0	Összesen:	72	100,0	Összesen:	28	100,0

Ha a növényfajok természetvédelmi jelentőségét nézzük, jól látható, hogy a kiemelt oltalom alá tartozó fajok mintegy 25%-át (védett: 22,7% és fokozottan védett: 1,7%) tesz ki. Emellett az invazív fajok száma is magas, hiszen arányuk eléri a 7%-ot (7. ábra).

Ezek alapján kitűnik a szakaszok között összehasonlításban, hogy melyik milyen botanikai értéket képvisel. Mindebből következtetni lehet az adott szakasz környezeti állapotára, hiszen fontos hatásviselő élőlénycsoportnak számít az itt élő makrofita. A legnagyobb fajszám az I. szakaszon (103) volt megfigyelhető, majd ezt követte a II. (72) és a III. (28) szakasz. A legjobb állapotok azonban a II. szakaszon uralkodnak, hiszen ott a legmagasabb a természetességre utaló fajok aránya, emellett ott található meg a legtöbb védett és fokozottan védett növény (2. táblázat). Ez arra utal, hogy itt a legmegfelelőbbek a körülmények ezen fajok fennmaradásához. A felső szakasz – elsősorban a fokozott emberi hatások miatt (zavarás, beépítettség) – és a III. szakasz közel azonos értékeket képviselnek, ha az arányokat vesszük figyelembe. Az invazív fajok tekintetében minden szakaszon kedvezőtlenek az állapotok, ami elsősorban az özönfajok elterjedési gyakoriságában jut kifejezésre, nem pedig a fajszámhoz viszonyított arányukban (2. táblázat).

■ invazív ■ nem védett ■ védett ■ fokozatt védett



7. ábra Az RSD növényfajainak megoszlása természetvédelmi szempontból

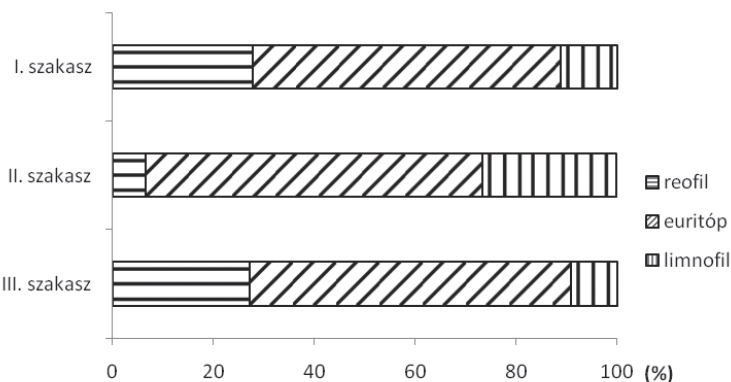
(forrás: saját szerkesztés ÖKO 2008a, ÖKO 2008b, ÖKO 2009, BATIZI 2009, KOVÁCS et al. 1987 alapján)

Figure 7. Distributions of RSD flora species according to nature conservation viewpoint

(source: own editing based on 2008a, ÖKO 2008b, ÖKO 2009, BATIZI 2009, KOVÁCS et al. 1987)

Halak

A halak segítségével történő monitorozás fontosságát a következők indokolják: a halak a vízi táplálékhálózat legfelsőbb szintjeit foglalják el, ezért jól integrálják a vizek ökológiai állapotában bekövetkező változásokat. A halak gazdasági és természetvédelmi szempontból kiemelten kezelt csoport, amely változásaira a leginkább figyelmet fordít a társadalom. A Duna-ág esetén ez utóbbi különös jelentőségét mutatja, hogy a területen intenzív horgászat folyik, illetve az úszólápokon található ritka védett halfajok állományainak sorsát a természetvédelem nyomon követi. A magas indikátorértékű fajok között a lápi pócot (*Umbra krameri*) kell megemlíteni, amely igen érzékenyen reagál az állományait érő változásokra. E fajt kizárólag az úszólápos területekről ismerjük. A Ráckevei (Soroksári) – Duna-ágon egy átfogó ökológiai vizsgálat (VADADI-FÜLÖP et al. 2007) szerint 54 halfaj él, azonban a 2007-ben végzett vizsgálatok csak 23 faj jelenlétét igazolták (ÖKO 2008a). Az ökológiai jellemzőik alapján alkotott rendszertani táblázat adatai alapján szerkesztett diagramon jól megfigyelhető a limnofil-reofil fajok arányainak szakaszonkénti különbsége (8. ábra). Könnyen megállapítható, hogy a II. szakaszt inkább állóvízi körülmények jellemzik, hiszen a limnofil fajok száma itt a legmagasabb. Természetvédelmi szempontból is jelentős a Duna-ágnak ez a része; hiszen a dús növényzetű állóvizeket kedvelő lápi póc csak itt található meg az RSD-n. Ezzel szemben a reofil fajok nagyobb aránya figyelhető meg az I. és III. szakaszokon, ami a fokozottabb vízmozgás eredménye. Hiszen a Dunából érkező tápvíz a felső szakaszon kerül betáplálásra, ami nagyobb áramlási sebességet generál. A III. szakaszon pedig a Dunába való betorkollás és a Tassi-vízmű jelenléte okozza a folyóvízi körülmények meglétét.



8. ábra Az RSD-n 2007-ben végzett, halfajokra vonatkozó felmérésnek folyószakaszonkénti eredményei a víz-áramlás tekintetében (forrás: saját szerkesztés ÖKO 2008a alapján)

Figure 8. Results of survey on fish species according to water currents at certain river sections (source: own editing based on ÖKO2008a)

Az euritóp fajok azokat a halakat jelölik, melyek mind állóvízi, mind folyóvízi körülmények közt előfordulnak. Ezek a leggyakoribbak, ami a Duna-ág átmeneti állapotára utal, hiszen az eredetileg gyors vízsebességű, eopotamon jellegű folyó; mára egy erősen módosított, sok helyen állóvízi körülményekkel jellemezhető, lassú áramlású vízzé vált. Ezen fajok közül a szívárványos öklét érdemes kiemelni, hiszen ma még elég gyakori faja a Duna-ágnak. A II. szakaszon a többi halfajhoz viszonyított aránya, %-os relatív abundancia értéke magas volt (25 %) (ÖKO 2008a). Ez arra enged következtetni, hogy a faj számára a II. szakaszon a legideálisabbak a hidrológiai állapotok. A kedvezőbb vízminőségről tanúskodik az a tény is, hogy a védett fajok aránya ezen a folyórészen a legmagasabb. Ezzel együtt azonban az adventív halfajok is itt fordultak elő a legnagyobb arányban.

A felmérés eredményei szerint összességében a bodorka (*Rutilus rutilus*) és küsz (*Alburnus alburnus*) fajok fordultak elő minden szakaszon a legnagyobb gyakorisággal. A már említett természetvédelmi szempontból fontos fajok mellett előfordult kis egyed-számban a tarka géb (*Proterorhinus marmoratus*) és a halványfoltú küllő (*Gobio albipinnatus*) is. A kiemelt oltalom alá nem tartozó, de értékes őshonos halfajaink a balin (*Aspius aspius*) és a compó (*Tinca tinca*) is jelen van a területen. A széles kárász (*Carassius carassius*) és vörösszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus*) a holtmedrekben megtalálhatók, de meglehetősen kis relatív abundancia értékkel. Az adventív fajok a teljes folyóágon jelentős számban képviseltették magukat, úgymint az ezüstkárász (*Carassius auratus*), a kínai razbóra (*Pseudorasbora parva*), fekete törpeharcsa (*Ictalurus melas*), naphal (*Lepomis gibbosus*) stb.

Tehát az EU VKI által kijelölt indikátorértékű élőlénycsoportok alapján a II. szakasz állapota a legkielégítőbb, mely elsősorban a makrofitát és halakat illetően állapítható meg. A szakaszon található legnagyobb arányban a természetességre utaló (69,4%), illetve védett (9,7%) és fokozottan védett (4,2%) növényfajok. Úszóláppokkal, nádasokkal tarkított, dús növényzetű terület, ahol sok élőlény megtalálja az optimális életterét. Ezt TÓTH is megerősíti, hiszen 2009-ben megjelent cikkében az RSD 40–20 fkm között-

ti szakaszát, különösen a Csupi-sziget térségét, jelöli meg a legértékesebb területként. A halak fajösszetételei is ezt támasztják alá, hiszen sok védett faj fordul itt elő, melyek a Duna-ágnak csak ezen a szakaszán találhatók meg. Ilyen a lápi póc (*Umbra krameri*), de például a szivárványos ökle (*Rhodeus sericeus amarus*) is itt fordult elő leggyakrabban a felmérés (2007) során kapott relatív abundancia értékek szerint. A kémiai paraméterek értékei azonban a szakasz nem a legkedvezőbb állapotáról tanúskodnak. Így egyre sürgetőbb feladat a jelenlegi helyzet orvoslása, hiszen ezek az ökoszisztémák eltűnnek, ha a vízminőség tovább romlik. Az I. szakasz felső részén azonban meglepően kedvező vízminőségről árulkodnak a fitoplankton biomassza és a-klorofill, továbbá az oldott oxigén és a vizsgált N-formák koncentrációkra vonatkozó adatok is. Ez vélhetően a gyorsabb vízáramlásnak, „folyóvízibb” állapotoknak és annak köszönhető, hogy a Dél-Pesti Szennyvíztisztító szennyvize a folyó alsóbb részén jut az RSD-be. Azonban a szakasz degradáltsága ettől függetlenül jelentős, hiszen itt is jelentősnek mondhatók az antropogén hatások. A főváros közelsége miatt ugyanis a fokozódó beépítettség és a magas szennyvíz koncentrációk nem teszik lehetővé, hogy gazdag élővilág maradjon fent. A rekreációs vízhasználatok közül legfőképp a vízi sportok révén jelentkezik nagymértékű zavarás. A Duna-ágon ugyanis 3 evezős pálya (56–37 fkm) és jó néhány vízisport klub üzemel ezen a szakaszon; ami elsősorban a vízi növényzet károsításával negatívan befolyásolja a természeti értékek fennmaradását. Az I. szakasz alsóbb részén (2. szakasz) azonban jelentős romlás figyelhető meg a kémiai vízminőségi paraméterek tekintetében. A fitoplanktonok és a bevonatlakó kovaalgák tekintetében is itt uralkodnak a legkedvezőtlenebb állapotok. A Dél-Pesti Szennyvíztisztító Telep nagyban hozzájárul ehhez, a napi több tízezer m³ szennyvíznek az RSD-be vezetésével. Azonban ez nem rajzolódik ki élesen a makrofitára vonatkozó eredmények alapján. Ugyanis a 2007. évi botanikai felmérés szerint az I. szakaszon található a legtöbb növényfaj, köztük néhány védett és fokozottan védett fajjal. Ez többek között a 47 és a 40 fkm közötti szakaszon található nagy kiterjedésű nádasoknak, úszólapos területeknek is köszönhető (TÓTH 2009). A III. szakasz degradáltsága mögött is az ember áll: többek között itt a legnagyobb mértékű a horgászat, és a mezőgazdasági területekről eredő szennyezés is fokozott. A talajvízzel ugyanis nagymennyiségű szervesanyag és kemikália kerül a folyóba. Az öntisztulás és a hígulás következtében minden kémiai mutató értéke javult, így az I. szakaszhoz képest itt némileg kedvezőbb a helyzet. Növényzeti értékeit tekintve a Duna-ág ezen része a legszegényebb: ez a fajszámban (28) és a védett fajok (3) számának alacsony voltában is megmutatkozik.

Köszönetnyilvánítás

Munkám ebben a formában nem jöhetett volna létre segítség nélkül. Hálával tartozom a Közép–Duna-völgyi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőségnek, hogy ráirányították figyelmemet e terület szépségeire, problémáira. Elsősorban szeretném megköszönni Galamb István természetvédelmi felügyelőnek a terepi bejárásban, a terület megismerésében való segítségét; az RSD-Projekttel kapcsolatos információkat. Emellett köszönettel tartozom: a Közép–Duna-völgyi Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság Vízrendezési és Vízszabályozási Osztályának osztályvezető-helyettesének, Papanek Lászlónak, az általa kiadott adatok ugyanis nagyban segítettek a kémiai vízminőséggel kapcsolatos értékeléseimben; Tóth Balásznak, a Duna-Ipoly Nemzeti Park munkatársának, aki hozzájárult, ahhoz, hogy átfogóbb képet kapjak a Duna-ág ökológiai állapotáról.

Irodalom

- BATIZI L. I. 2009: Csepel-sziget a Duna ölén. Csepel-sziget és Környéke Többcélú Önkormányzati Társulás, Szigetszentmiklós, 43 p.
- CLEMENT A. 1994: Can it still be saved. Survey of the Ráckeve (Soroksár) Danube. *Vízmű Panoráma*, 2: 30–32.
- DÉVÉNYI L. 1989: A Ráckevei (Soroksári) Duna környezetvédelmi helyzete. *Hidrológiai Tájékoztató*, 29: 28–30.
- HAITMAN K. 1990: A Ráckevei Duna vízminőségéről. *Halászat*, 83: 107–108.
- HOLLÓSY M. 1995: A Ráckevei-Soroksári Dunaág vízminőségének vizsgálata. *Hidrológiai Közlöny*, 75 (2): 94–98.
- HORVÁTH E. 2011: A vízi környezetben előforduló nitrogénformák. *Talajvízvédelem*. (HTTP1)
- JAKAB A., PAPANÉK L. 2005: RSD Kiadvány (HTTP2)
- KDV-KÖVIZIG 2014a: A Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság honlapja, Ráckevei (Soroksári) – Duna (R/S/D). (HTTP3)
- KDV-KÖVIZIG 2014b: A Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság honlapja, Vízirajzi adatok, tájékoztatók. (HTTP4)
- KISS K. T. 1984: Occurrence of *Thalassiosira pseudonana* Hasle et Heimdal (Bacillariophyceae) in some rivers of Hungary. *Acta botanica Hungarica*, 30: 277–287.
- KISS K. T., GENKAL S. I. 1997: Téli- és őszi- (Bacillariophyceae) vízvirágzás a Dunán. *Hidrológiai Közlöny*, 77 (1–2): 57–58.
- KOVÁCS J. L., VERESGYHÁZI B., HORVÁTH L. 1987: Ráckeve és környéke. Pest Megyei Idegenforgalmi Hivatal, Budapest, 130 p.
- ÖKO ZRT. - K+K KFT. - TERRASZER KFT. ÁLTAL ALKOTOTT KONZORCIUM 2008a: A Ráckevei (Soroksári) – Duna-ág ökológiai állapotának felmérése és értékelése. Budapest
- ÖKO ZRT. - K+K KFT. - TERRASZER KFT. ÁLTAL ALKOTOTT KONZORCIUM 2008b: A Ráckevei (Soroksári) – Duna-ág kotrásának környezeti hatástanulmánya. Budapest
- ÖKO ZRT. - K+K KFT. - TERRASZER KFT. ÁLTAL ALKOTOTT KONZORCIUM 2009: Hatásbecslést előkészítő tanulmány a Ráckevei (Soroksári) – Duna-ág kotrása miatt a Natura 2000-es területet érő hatásokról. Budapest
- SEREGÉLYES T., SZÉL Gy. 2002: Mi lesz a Ráckevei-Soroksári-Dunaág jövője? *Lélegzet*, 12 (2) (HTTP5)
- NATURA 2000 honlapja (http6)
- NEMCSÓK J., GYÖRE K., OLÁH J. 1981: Az ammónia hatása a halak légzésére, vércukorszintjére, vérszérum transzamináz és tejsavdehidrogenáz aktivitására. *Halászat*, 27 (1): 8–10.
- SIMON T. 2002: A magyarországi edényes flóra határozója. Ötödik kiadás. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 976 p.
- TÓTH B. 2009: A Ráckevei-Soroksári Duna-ág rehabilitációra vár. *Környezetvédelem*, 17 (3): 24–27.
- VADADI-FÜLÖP Cs., MÉSZÁROS G., JABLONSKY Gy., HUFNAGEL L. 2007: Ecology of the Ráckeve-Soroksár Danube - A review (HTTP7)
- HTTP1: http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop425/0021_Talajvizvedelem/ch01s02.html (hozzáférés: 2014. január 31.)
- HTTP2: http://www.varju.hu/files/varju.hu/file/Archivum/375/rsd_kiadvany.pdf (hozzáférés: 2012. december 10.)
- HTTP3: http://www.kdvkovizig.hu/rsd_frame.htm (hozzáférés: 2014. január 31.)
- HTTP4: <http://www.kdvkovizig.hu/fomenu-frame.htm> (hozzáférés: 2014. január 31.)
- HTTP5: <http://www.lelegzet.hu/archivum/2002/02/0199.hpp> (hozzáférés: 2014. január 31.)
- HTTP6: <http://natura2000.eea.europa.eu/Natura2000/SDF.aspx?site=HUDI20042> (hozzáférés: 2014. január 31.)
- HTTP7: http://www.ecology.kee.hu/pdf/0501_133163.pdf (hozzáférés: 2014. január 31.)

INTRODUCTION OF THE RÁCKEVEI (SOROKSÁRI) RIVERBRANCH OF DANUBE FOCUSING
ON ENVIRONMENTAL ASPECTS BASED ON HYDRO-BIOLOGICAL DATA

ZS. TOTH

University of Debrecen, Faculty of Agricultural and Food Sciences and Environmental Management
Department of Nature Conservation, Zoology and Game Management
1182 Budapest, Halomi út 65–81. A/II. Fsz. 3., Hungary e-mail: carew7@vipmail.hu

Keywords: environmental protection, chemical water quality, eutrophication, ecological water quality, Ráckeve (Soroksár) Riverbranch of Danube

The Ráckeve (Soroksár) Riverbranch of Danube (RSD for short) has been a slightly neglected in spite of its natural values – both by professionals and the public – all the more beautiful river branch of our country. The up-to-dateness of analyzing the water quality derives from a 35-billion HUF project subsidized by large by EU funds. This project is currently under progress with the aim of complex developing water quality and water management by 2013. The evaluation's main aim is to present parallel data of chemical (dissolved oxygen, ammonium-N, nitrate-N, nitrite-N) and ecological water quality. The latter indicators are introduced and defined with the help of the EU Water Framework Directive of Reference (phyto-plankton, diatoms, water macroscopic invertebrate, macrophyte, fish). The data offers information on chemical water quality from the period of 1997-2000, the ecological survey presents the conditions in 2007. The survey introduces – through conclusions based on above mentioned data – current situation of the environmental conditions of the water reach by reach of the river.

VÉDETT TÁJELEMEN AZ EURÓPAI UNIÓBAN, A 73/2009 EK RENDELET HATÁSAI A MAGYAR KUNHALMOK ÁLLAPOTÁRA

RÁKÓCZI Attila, BARCZI Attila

Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: rakoczi.attila@gmail.hu

Kulcsszavak: tájvédelem, nemzeti érték, kultúrtörténet, közös agrárpolitika, kölcsönös megfeleltetés

Összefoglalás: A közös agrárpolitika létrehozása óta számos reformon ment keresztül. Az ezredforduló után, 2010-ben az agrártámogatások kifizethetőségének feltételül szabták a táj jellemző elemeinek a védelmét. Országunkban a természetes környezet, és az agrártáj állapota nem követelte meg, hogy természeti elemeket építsen be a szabályzóba, így azon kevés tagországok közé tartozunk, ahol nemzeti, kultúrtörténeti értékek kerültek a kölcsönös megfeleltetés rendszerébe. Kutatásunk során a 185 db békés megyei kunhalom állapotában beállt változásokat követjük nyomon területbejárásokkal és monitoring vizsgálatokkal. Eredményeinkből kiderül, hogy az eddig komoly veszélyben lévő kunhalom állapota javul, hiszen a rendelet életbe lépésekor 97 db kunhalom területét művelték, 2013 őszén 24 db áll művelés alatt.

Bevezetés

Az Európai Unió közös agrárpolitikájának bevezetése óta számos reformon ment keresztül. A reformok célja kezdetben az aktuális belpiaci, világpiaci és termelési környezet szabályozása, kiigazítása volt. Azonban, az ezredforduló környékén a vidékfejlesztéshez, fenntartható gazdálkodáshoz igazodó szabályozások kerültek előtérbe. Ilyenek az ökológiailag megfelelő termelési környezet, a természet-, és tájvédelem. A 2015-től induló támogatási időszakhoz kapcsolódó reformtörekvések is ezek mentén körvonalazódnak.

A közös agrárpolitika

Az Európai Unió (EU) számos közös szakpolitikát folytat. Ezen politikák járulnak hozzá a közösségen belüli egységes igazgatáshoz. Ezen szakpolitikákon belül több tényező miatt az egyik legkiemelkedőbb a közös agrárpolitika (KAP). Egyrészt, mert az egyik legkorábban megalkotott és alkalmazott szabályozás, másrészt, már a beindítása óta az uniós költségvetés jelentős részéből gazdálkodik.

A KAP létrehozását és céljait az 1957-es Római Szerződés 39. cikkelye jelölte ki. Megalakításának legfőbb oka, hogy az akkori közösség tagjai egyedi, saját agrárpolitikát folytattak, melyet egy ernyő alá kívántak vonni. A KAP-pal a mezőgazdasági termelékenység, versenyképesség kívánták növelni, ezáltal a mezőgazdaságból élők jövedelmét emelni, a megfelelő mennyiségű és minőségű élelmiszer előállítás céljából. A fogyasztók számára mérsékelt árakat pedig, a termelőknek nyújtott támogatásokkal kívánták elérni. 1962-ben indult el ezen szakpolitika (ACKRILL 2000).

Az idő előrehaladtával azonban számos – főként piaci – tényezők miatt, túltermelési válságok következtében több alkalommal reformokat kellett végrehajtani a közös agrárpolitikán, mire a működése kiegyenlítetté vált. Az ezredfordulóra az uniós gazdák, és az egész mezőgazdasági vertikum olyan szintet ért el, ahol már a piaci tényezők mellett a vidék, mint élettér, annak állapota, környezete is előtérbe került. Az 1997-es Agenda2000

nevezetű reform megalkotta a KAP II. pillérét, a vidékfejlesztést. Ettől a KAP olyan összetett politikává vált, mely integráltan kezeli az agrárvertikumot, figyelembe véve annak minden dimenzióját, a vidéket annak sajátosságaival. Az EU az agrárium ezen összetett igazgatását szabályzási rendszereken keresztül végzi. Ilyen szabályozási eszköz a kölcsönös megfeleltetés is.

A kölcsönös megfeleltetés rendszere

A közös agrárpolitika 2003-as reformja előtt a közvetlen mezőgazdasági támogatások termeléshez kötötten jutottak el a gazdálkodókhoz, ennek feltétele a mezőgazdasági termékek előállításuk volt. A termelőket döntésükben nem a piac, hanem a támogatás lehívása motiválta, s ez egyben azt is meghatározta számukra, hogy mit milyen mennyiségben célszerű előállítaniuk. A 2003-as reform következtében létrehozott TANÁCS 1782/2003/EK rendelete azonban gyökeresen átalakította a közvetlen támogatások rendszeréhez járuló előírásokat. A régi tagállamokban alkalmazott ún. standard rendszert az összevont gazdaságtámogatás (Single Payment Scheme, SPS) váltotta fel, míg az új tagállamok számára az egyszerűsített területalapú támogatás (Single Area Payment Scheme, SAPS) jelenti a közvetlen kifizetések elosztási rendszerét. A reform másik fontos eleme, hogy – mintegy a támogatásért cserébe – a gazdálkodónak úgy kell egészséges termékeket előállítania, hogy közben a környezetet sem károsítja, fenntartható gazdálkodást folytat. A támogatás feltétele több környezetvédelmi, tájvédelmi, állategészségügyi, állatjóléti és élelmiszerhigiéniai előírás maradéktalan betartása. Ezért tekinthető a kölcsönös megfeleltetési rendszer (cross-compliance, CC) egy új támogatási filozófiának, hiszen a társadalom egésze számára bizonyítható előnyöket vonultat fel a mezőgazdasági támogatások kedvezményezettjei jóvoltából (KÖLCSÖNÖS MEGFELELTETÉS 2013).

A helyes mezőgazdasági és környezeti állapot rendszere

A helyes mezőgazdasági és környezeti állapot rendszerét (HMKÁ) a 2003-as KAP reform és a hozzá kapcsolódó 1782/2003/EK tanácsi rendelet vezette be. A benne szereplő szakmai elemek minimum követelményei már korábban is léteztek az 1257/1999/EK Tanács rendelettel. Akkor még helyes gazdálkodási gyakorlatként (HGGY) volt megnevezve. Ennek tartalmát bővítették 2003-ban. A 2009-es KAP reform bővítésével az alaprendelet hatályon kívül helyezték, és a Tanács 73/2009/EK rendelete tartalmazza a kölcsönös megfeleltetés teljes keretrendszerét. Ennek megfelelően HMKÁ a kölcsönös megfeleltetés része, annak egyik önállóan értelmezhető alapeleme. Olyan előírásokat tartalmaz a mezőgazdasági termelés vonatkozásában, mely előírások együttesen járulnak hozzá az ökológiai szempontból hosszútávon is fenntartható agrárkörnyezet kialakításához (BRADY et al. 2009).

Hazánkban az 50/2008 (IV. 24.) FVM rendelettel tarjuk be ezen előírásokat. Kezdetben inkább szakmai elemeket tartalmazott, mint például a talajerózió-, gyomosság-, talajtaposás elleni védelem, a vetésváltás szabályai stb. Az előírások köre folyamatosan bővül a környezeti, tájvédelmi faktorokkal. 2010-ben is jelentős bővítésre került sor, hiszen a szabályozás részévé tették a tájra jellemző tájképi elemek védelmét is. A 32/2010. (III. 30.) FVM rendelet értelmében a HMKÁ feltételrendszerébe bekerült két sajátos hazai tájértékünk, a kunhalmok és gémeskutak megőrzésének követelménye és az ehhez kapcsolódó

előírások (ÁRGAY et al. 2013). Ez azt jelenti, hogy amely termelő területén védett tájelem található, annak a védelméről gondoskodnia kell, ellenkező esetben szankciók alkalmazásával különböző mennyiségű összegek kerülhetnek levonásra az aktuális évi támogatási összegéből.

Védett tájképi elemek az Európai Unióban

A Tanács 73/2009/EK rendeletéhez való alkalmazkodás végett, a közösségi agrárkötelezettségeknek való megfelelés érdekében, minden ország nemzeti szinten határozta meg azon területére jellemző tájképi elemek körét, mely(ek)et be kíván építeni a HMKÁ (Good Agricultural and Environmental Condition, GAEC) előírásai közé. A rendelet III. melléklete írja le általánosságban, hogy közösségi szempontból melyek lehetnek ezen tájalkotók, ide értve a sövényeket, a tavakat, az árkokat, a fasorokat, a facsoportokat, a szórványfákat és a táblaszegélyeket.

Az EU országainak területi adottsága, kultúrtörténeti múltja, ökológiai-, tájjellegű jellemzői igen nagy változatosságot mutatnak. Ugyanakkor hasonlóak a rendeletbe általuk beépített tájelemek. BEN (2010), DARIE (2012), GERRY (2009), TOMA et al. (2010), GELENCSÉR et al. (2012) kutatásai és az MVH (2013) nyilvántartásából láthatjuk, hogy az Európai Unió tagországai mely tájalkotókat tartották a közösség szempontjából is értékesnek és megőrzendőnek (1. táblázat). Amikor a táblázat szegélyeket, mezsgyéket említ, akkor a művelt parcellák határait kell gondolni, amikor csatornákat, árkokat tartalmaz, ott szintén a területek közelében húzódó vízvezető szelvényekről van szó. Ha jelölt fákat, bokrokat, fasorokat, szórványfákat ír le, ott olyan növényekre, növény csoportokra kell gondolnunk, melyek valamilyen formában nyilván vannak tartva. Ez az ellenőrizhetőség követelménye. Említ kőfalakat, gátakat is, itt az ember által alkotott területhatároló építményeket kell megemlítenünk.

1. táblázat A jelentősebb védett tájképi elemek az Európai Unió tagországaiban
Table 1. Protected landscape elements in the member states of European Union

Tagország	Védett tájelem	Tagország	Védett tájelem
Anglia	kőfalak, sövények, szegélyek, árkok, partok	Lengyelország	árok, kisebb víznyerők
Ausztria	természetes képződmények, szegélyek	Lettország	védett fák, facsoportok
Belgium	szegélyek, dombok, árkok, partok, sövények, fasorok	Litvánia	a művelt területek sövényei, bokrai
Bulgária	szegélyek	Luxemburg	jelölt bokrok, sövények, épített gátak
Ciprus	fák, bokrok, ösvények	Magyarország	kunhalmok, gémeskutak
Csehország	halastavak, földutak, teraszok, vízfolyások	Málta	védett fák
Dánia	ősi képződmények, ősi alkotások és azok határai	Németország	szegélyek, mezsgyéek

1. táblázat folytatása
Contd. Table 1

Tagország	Védett tájélem	Tagország	Védett tájélem
Észtország	természetvédelmi területek, kultúrtörténeti emlékek	Olaszország	teraszok, védett olajfák
Finnország	fa-, és bokorcsoportok, matuzsálemkorú fák	Portugália	szegélyek, mezsgyék, fasorok
Franciaország	a gazdaság min. 3%-át kitevő természetes elemek	Románia	szórványfák, facsoportok
Görögország	fa-, és bokorcsoportok, fasorok, sziklák, mezsgyék	Spanyolország	egyéb, más módon nem védett tájalkotók
Hollandia	jelölt fák és bokrok	Svédország	kőfalak, csatornák, tavak, szórványfák
Horvátország	<i>lehatárolás alatt</i>	Szlovákia	a táj természetes alkotói
Írország	bokorcsoportok, vízvezető árkok	Szlovénia	olíva-ültetvények, facsoportok

Forrás: MVH 2013: Minimum level of maintenance: Ensure a minimum level of maintenance and avoid the deterioration of habitat (Saját szerkesztés)

Látva az európai tájképi elemeket megállapíthatjuk, hogy a szabályozás lényege a művelt kultúrtájban megőrizni a természetes alkotókat. Ezzel növelni az egyedi tájértéket, a biodiverzitást, és kiemelni a vidék másik dimenzióját, hogy a termelés színterén túl fenntartható és lakható élettér is egyben. Ezzel igazodva a multifunkcionális mezőgazdaság szerepéhez.

Ha végigtekintjük az 1. táblázatot, akkor láthatjuk, hogy kevesebb azon tagországok száma, melyek a természetes képződmények, tájalkotók mellett, ember által alkotott elemeket, így valamilyen formában kultúrtörténeti tájélemeket tett védetté a kölcsönös megfeleltetés által. Kiemelhetjük itt Angliát, Dániát, Olaszországot és Magyarországot.

Védett tájképi elemek Magyarországon

Hazánk esetében sem a természetes képződmények kerültek bele a HMKÁ rendelet tájképi elemei közé. Ennek legfőbb oka, hogy nálunk a többi tagországhoz képest is nagyobb a tájaink mozaikossága, és még mindig nagy a természetes és természet közeli területek, tájak aránya. Így olyan ember által alkotott elemek kerültek bele a közösségi „leltárba”, amelyek kialakításuk, jellemzőik miatt, továbbá a mindenkori magyar történelem, és annak társadalmával kialakult szoros kapcsolataik következtében kultúrtörténeti emlékek, nemzeti értékeink. Ez a két védett tájélem, mely közösségi védeltséget kapott az agrárszabályozások által, a gémeskút és a kunhalom.

A kunhalmok, mint védett tájlemek

A kunhalmok a Kárpát-medence ősi kultúrtörténeti emlékei. Ennek megfelelően sok és értékes információt rejtnek magukban. Vizsgálatukkal nemcsak a régészet tudománya gyarapodhat, hanem bővíthet botanikai, paleoökológiai, tájökológiai és talajtani tudásunk is. Magyarországon a különböző típusú és korú prehisztorikus halmok összefoglaló neve a kunhalom. Ez az elnevezés kissé helytelenül azt sugallja, hogy csupán a kun népcsoport által a 13. század során épített mesterséges halmokról van szó. Ezzel szemben a régészeti feltárások és kormeghatározások egyértelműen bebizonyították, hogy döntő hányaduk lényegesen idősebb a kunok által épített halomsíroknál. A kunhalmok olyan mesterséges földtani építmények, amelyek régészeti, botanikai, tájképi és kultúrtörténeti szempontból kiemelkedő jelentőséggel bírnak (TÓTH 1999).

Régészeti és kultúrtörténeti értéküket mutatja, hogy a kunhalmok jelentős része réz- és kora bronzkori temetkezéseket, szarmata, germán és honfoglalás kori temetőket foglal magában. Ezek a sírdombok (kurgánok) az őskor és a fémkorszakok kultúráját, vallását és temetkezési szokásait rejtik magukban. Az őskortól szinte napjainkig őrzik a velük valamilyen viszonyba került, ott megtelepülő ember kulturális hagyatékait. A kurgán típusú temetkezések mindig valamilyen sztyeppei eredetű nép (késő rézkor, szkíta kor), vagy sztyeppei etnikumot is magába foglaló nép (halomsíros kultúra) letelepedésével hozhatók összefüggésbe.

A kunhalmok kiemelkedő értéke, hogy bolygatatlan állapotban gazdag természetes élőhelyek és a ritkuló sztyeppei növények utolsó menedéke. A szigeteként elkülönülő halmok ugyanis a biológiai sokféleség fontos megtartó helyei (SUDNIK-WÓJCIKOWSKA és MOYSIYENKO 2008, SUDNIK-WÓJCIKOWSKA et al. 2011). A szántóföldi növénytermesztés intenzívvé válásával a kiváló minőségű, mezőségi (csernozjom) talajú területeket feltörték (GOJDA és HEJCMAN 2012), ezzel a potenciális növénytakaró rendkívül töredékesen maradt csak meg. Napjainkra alig van olyan élőhely, ahol a lösznövényzet évezredek bolygatását elkerülve meghúzhatta volna magát. A kurgánok botanikai és zoológiai értékei tehát abban rejlenek, hogy a szigetszerűen megmaradt ősi élőhelyek őrzői és utolsó menedékei. A száraz, meleg klímájú területek, olykor ritka társulásai mellett sok állat számára is megteremtik az élőhelyi feltételeket.

A botanikai, régészeti értékek mellett tájképi, talajtani és paleoökológiai értékek hordozói is (HEJCMAN et al. 2013). Mint tájképi értékek hozzátartoznak Alföldünk képéhez. A síkságból kiemelkedő, impozáns halmok az arra utazók számára tájékozódási pontot és egyben szemet gyönyörködtető látványt nyújtanak (TÓTH 1999). A halmok talajtani szempontból is értékesek. Az egykor eltemetett, illetve az elmúlt évezredekben képződött talajok részletes vizsgálata ugyanis bővítheti – sőt új eredményekkel is gyarapíthatja – a holocén környezeti változások, többek között a klímaváltozások ismeretanyagát (ALEXANDROVSKIY 2000; KHOKHLOVA et al. 2001; BARCZI et al. 2006a,b; BARCZI et al. 2009), de a mesterséges, antropogén talajképződmények értékeléséhez is segítséget nyújtanak (PUSKÁS és FARSANG 2008).

Bár a mesterséges halmok régen felkeltették az emberek figyelmét, a kunhalomkutatások csak az utóbbi évtizedekben kezdtek fellendülni. Magyarországon ezeknek az építményeknek és környezetüknek vizsgálata a 20. század elején elkezdődött, de komplex

régészeti és környezeti kutatás csak az elmúlt években folyt. A vizsgálatokra jobbra a szakmai széttagoltság volt jellemző, és általában elmondható, hogy a régészeti szempontok domináltak. A régészeti kutatások nagyrészt a kunhalmok etnikai és időrendi besorolásával, valamint a réz- és bronzkori népek életmódjával foglalkoztak (ECSEDY 1979, RACZKY et al. 2002, CSÁNYI 2003, DANI és M. NEPPER 2006).

A kurgánokkal kapcsolatos kutatások közül új keletűnek mondhatók a természetudományi alapokon nyugvó vizsgálatok. A talajtani, paleobotanikai és geológiai elemzések nemcsak a halom építési körülményeire, a halom szűkebb területének öskörnyezetére adhatnak választ, hanem értékes adatokat szolgáltatnak az építés óta lejátszódó tájképződési folyamatok irányára vonatkozóan is.

A halmok öskörnyezeti kutatása a bronzkori Test-halom geoarcheológiai vizsgálatával vette kezdetét (SÜMEGI et al. 1998). TÓTH (1999) a Büte-halmon végzett geomorfológiai, rétegtani vizsgálatokat. Ezt követően a halmok által eltemetett fosszilis talajok és az anyagkitermelő helyek üledékei kerültek a figyelem középpontjába. Az eltemetett talajok talajmorfológiai, talajkémiai, malakológiai és fitolit elemzésével, valamint radiokarbon kormeghatározással három kurgánnak, a Csípő-, a Lyukas- és a Bán-halom ősi környezetének rekonstrukciója és a halmok építési körülményeinek tisztázása is lehetővé vált (BARCZI et al. 2006a,b; BARCZI et al. 2009; BARCZI és JOÓ 2009; MOLNÁR et al. 2004). Az egyes halmokon megmaradt fajgazdag löszgyepek szigetbiogeográfiai kutatásai az értékes növény- és állatfajok leírására, és azok izolátumdinamikai vizsgálatai mellett az élőlényközösségeket fenyegető környezeti hatásokra koncentráltak (TÓTH et al. 2008, NOVÁK et al. 2009, TÓTH et al. 2012).

A térképi források alapján igazolhatóan eredetileg tízezres nagyságrendben léteztek halmok Magyarország területén, de a 20. század közepére számuk jelentősen megfogycokozott, állapotuk pedig drasztikusan leromlott. A 19–20. század folyamán főként a folyószabályozások, majd az ezt követő nagyüzemi mezőgazdaság térhódítása miatt százával hordták el és szántották szét a halmokat, a megmaradtaknak mára már a nevét is elfelejtették. Noha az I. Jozefiánus katonai térképlapok nagy számban tüntetik fel a kunhalmokat a Kárpát-medencében, a régi felmérések térképeit böngészve pedig közel negyvenezer kunhalmot számolhatunk össze, az Alföldet járva alig látunk olyan érintetlen, sértetlen halmot, amelynek állapotára büszkék lehetünk.

Mindezek miatt a 20. század utolsó évtizedeiben elindult az alföldi halmok térképi, majd terepi számbavétele, összeírása. A Tiszántúl területén különböző térképi források felhasználásával 3724 db halmot, zömmel kurgánt számoltak össze (VIRÁGH 1979). Hajdú-Bihar megye halomkatasztere az 1980-as évek elején készült el. Ugyanebben az évtizedben került sorra Jász-Nagykun-Szolnok megye halmainak állapotfelmérése és állapotuk szerinti kategorizálása. Az országos kataszterezésük után 2002-ben összeállított adatbázisból kiderült, hogy a megmaradt halmok nagyon rossz állapotban vannak. A halmok közel fele intenzív szántóföldi művelés alatt áll, 40%-uk megbontott, roncsolt testű és egyötödük tájképileg értéktelen erdőszűl, gajos felszínű halom (SZELEKOVSKY 1999). Bár a kataszter elkészítése – amit a Nemzeti Parkok felméréseik és adatszolgáltatásaik során karban is tartanak – sikeres vállalkozásnak volt mondható, a halmok hathatós védelme a felmérés által önmagában nem valósult meg. A legszembevetőbb értéküket az adja, hogy kiemelkednek az Alföld sík területéből (TÓTH 2002, TÓTH 2006, TÓTH 2007).

Számuk a századok során jelentősen megcsappant, mivel beszorultak a mezőgazdasági területek közé, a területeiket művelésbe vonták. A hatósági védelmükkel is későn, az 1900-as évek közepétől kezdtek foglalkozni. A megmenekülésüket szolgáló törvény 1996. évi LIII. törvény a természet védelméről, melyben ex-lege védettséget kaptak. Ugyanakkor később kiderült, hogy végrehajtó rendelet hiányában a pusztulás tovább folytatódott, és 2010-ben a HMKÁ rendelet módosításakor váltak védett tájképi elemekké, a mezőgazdasági támogatások kifizethetőségének feltételeivé (BARCZI 2009). Akkor 185 db halom került bele a rendeletbe. Kutatásunk az új szabályozás hatásait vizsgálja.

Anyag és módszer

A vizsgálat alá vont terület Békés megye. Itt a rendeletbe beépült 185 db halomot követjük nyomon.

1. Teljes vizsgálat, amelyben az alapsokaság évről-évre változik, mivel minden évben a még művelt halmokat járjuk be. 2010-ben az alapsokaság 185 db volt. A munka ezen részével évről-évre nyomon követjük a még művelt halmokat, és rögzítjük, hogy mikor kerülnek ki a mezőgazdasági művelés alól. A területbejárások során a nyilvántartott kunhalmok koordinátái alapján történik az állapotok rögzítése. A munkához Thales Mobile Mepper PDA-GPS készüléket használunk. A területen jegyzőkönyvben, valamint összesítő listákon jegyezzük a halmok állapotát, esetleges állapotváltozásukat, továbbá a rajtuk található növényborítást. Minden területi bejárásakor halmonként fényképfelvételeket is készítünk, melyet egy elektronikus adatbázisban tárolunk.
2. Reprezentatív mintavétel 2013-tól randszám generátorral, mely esetében az alapsokaság 107 db, a 2011-ben nem művelt halmok száma szerint. A mintavételi ráta 10%. Ezen munkát évről-évre folytatjuk a ráta alapján, az alapsokaság folyamatosan emelkedik, hiszen mindig a korábbi évek felhagyott halmainak a száma adja meg ezt. Ezen monitoring tevékenységünk során a korábban felhagyott mintába eső kunhalmokat vizsgáljuk újra a területen, és ezek esetében is a fent leírt adatokat rögzítjük.

Utóbbi módszertani elemmel a kunhalmok állapotában beállt pozitív változások stabilitását, így a megváltoztatott rendelet hosszabb távú eredményességét mérhetjük.

Eredmények és megvitatásuk

A korábbi kutatások és nyilvántartások alapján kiderült, hogy egykor a mai Békés megye területén 1533 db kunhalom létezett (2. táblázat).

2. táblázat A HMKÁ rendelet hatása Békés megye kunhalmaira
Table 2. The effects of GAEC order on Hungarian kurgans

	Egykor létező	1996	2010	2011	2012	2013
megmaradt halmok száma (db)	1533	380	185	185	185	185
művelésből kivont halmok száma (db)	1533	264	87	107	145	161

Ezek jó részét az évszázadok alatt művelésbe fogták az aktuális időkben élő vagy a későbbi generációk. Az intenzív mezőgazdaság következtében évszázadról-évszázadra folyamatosan csökkent az eredeti állapotában fennmaradt halmok száma. A természetvédelmi törvény kihirdetésekor (1996) 380 db halom maradt meg, melyből 264 db nem állt művelés alatt, tehát 116 db-ot műveltek. 2010-ben, a HMKÁ rendelet módosításakor 185 db jelentőséggel bíró kunhalom volt a megyében, melyből 87 db nem állt művelés alatt. Ezek vagy gyepterületeken helyezkednek el és ezért bolygatatlanok, vagy egyébként sem volt soha művelt a felszínük. A rendelet életbe lépését követően nem tudunk olyan esetről, amely következtében kunhalom olyan mértékű pusztulást szenvedett, mely következtében elvesztette volna tájképi jelentőségét, a számuk maradt, stabilizálódott. A rendelet értelmében azon gazdálkodóknak, akiknek földterületén kunhalom található, annak állapotáról, megőrzéséről gondoskodniuk kell. A legfőbb előírás, hogy a halomtest fizikai művelése, bolygatása tilos. Csak a visszagyepesítési munkálatok végezhetők el rajtuk. Ellenkező esetben az adott évi közvetlen támogatásukból szankció formájában levonás kerül megállapításra, a kölcsönös megfeleltetés előírásainak megsértése miatt. A szankció mértéke alap esetben 1–3%, de ez függ a nem megfelelés mértékétől, nagyságától és az esetleges ismétlődésektől is.

Az előzőeket figyelembe véve a művelésük vonatkozásában megállapítható, hogy 2011-ben 107 db, 2012-ben 145 db, míg 2013-ban 161 db volt a nem művelt halmok száma. A végrehajtott rendelet életbe lépését követő negyedik évben, 2014-ben 24 db halom van művelt állapotban Békés megyében. Láthatjuk, hogy a rendelet életbe lépését követően néhány év leforgása alatt a megmaradt, jelentőséggel bíró kunhalmok állapotában jelentős változás állt be. Mivel a mechanikai művelés megszűnik, a halmok darabszáma is stabilizálódni fog az elkövetkezendő években. A halomtestek területének művelésből való kivonása, talajbolygatás megszüntetése az első lépés egy halom megmenekülése érdekében. Több kunhalom esetében a visszagyepesítési munkálatokat is elvégezték a gazdálkodók. A legtöbb felhagyott halom esetében parlagot találtunk, így egyelőre sok a gyommal borított halomtest. Ugyanakkor számos esetben önmagától visszagyepesedő palásokot is találtunk. Ezen folyamatok arra mutatnak, hogy újra előtérbe kerülhet a művelésből kivont halmok botanikai jelentősége.

A monitoring vizsgálatunk célja, hogy a korábban művelésből kivont halmok állapotát kísérjük nyomon mintavétel alapján, a halmok egyedi azonosító számai szerint. Ebből láthatjuk a változások stabilitását, hosszú távú hatásait is. 2013-ban 10 db halmot látogattunk le újból, melynek eredményét a 3. táblázat tartalmazza.

Láthatjuk, hogy a mintába került 10 db kunhalmot – melyek eltérő években váltak műveletlenné – a későbbi években sem vonták újra művelés alá. Az eddigi monitoring vizsgálataink eredményeiből elmondhatjuk, hogy a változás hosszú távon is maradandónak tekinthető.

Kutatásunk eredményeként elmondhatjuk, hogy a Magyarországon generációról-generációra élő és dolgozó gazdálkodóknak köszönhetően, országunk olyan természetes környezeti állapottal rendelkezik, hogy nem volt szükséges azonnal olyan jellegű jogszabály változtatásokra, melyek természeti elemek védelmét szorgalmazza. Ilyen téren azon tagországok közé tartozunk, ahol már a kultúrtörténeti értékeink védelmét célozzuk meg a mezőgazdasági területeken. Így az agrártámogatásokhoz kifizethetőségének feltétele – az egyéb szakmai HMKÁ elemek betartásán túl – a nemzeti örökségeink, a gémeskutak és a kunhalmok védelme.

Láthatjuk, hogy a kunhalmok vonatkozásában az eddig sikertelen próbálkozásokkal ellentétben fordulat állt be. A halmok számának csökkenése megállt, jó részének állapotában pozitív változás kezdődött. A monitoring vizsgálatunk alátámasztotta, hogy ez a változás hosszú távon maradandó lehet. Eredményes és komplex lett a kunhalmok védelmét szolgáló jogszabálycsoport.

3. táblázat A 2013-as év monitoring vizsgálatának eredményei
Table 3. Results of the monitoring conducted in 2013

s.szám	azonosító	hasznosítás 2011	hasznosítás 2012	hasznosítás 2013	felhagyás éve
1.	1071	kukorica	vetett gyep	vetett gyep	2012
2.	1152	kukorica	ugar	ugar	2012
3.	1153	kukorica	vetett gyep	vetett gyep	2012
4.	1277	árpa	ugar	ugar	2012
5.	1449	kukorica	ugar	ugar	2012
6.	5030	napraforgó	vetett gyep	vetett gyep	2012
7.	5099	takarmányfű	ugar	ugar	2012
8.	5225	lucerna	vetett gyep	vetett gyep	2012
9.	1240	állandó legelő	állandó legelő	állandó legelő	2010-előtt
10.	8408	állandó legelő	állandó legelő	állandó legelő	2010-előtt

Köszönetnyilvánítás

Kutatásunk megvalósulását számos szakértő segítette. Köszönetet szeretnénk mondani a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóságának és kollégáinak a kunhalmokkal kapcsolatban békés megyei adatok rendelkezésünkre bocsátásáért. Továbbá szeretnénk köszönetet mondani a Mezőgazdasági és Vidékfejlesztési Hivatal Közvetlen Támogatások Ellenőrzési Osztályának és kollégáinak, az Európai Unió egyes tagországaiban nyilvántartott tájképi elemek adatbázisának átadásáért.

Jelen kutatást a Kutató Kari Kiválósági Támogatás – Research Centre of Excellence – 17586-4/2013/TUDPOL támogatta.

Irodalom

- BARCZI, A., TÓTH, T. M., CSANÁDI, A., SÜMEGI, P., CZINKOTA, I. 2006a: Reconstruction of the paleo-environment and soil evolution of the Csipő-halom kurgan, Hungary. *Quaternary International* 156–157: 49–59.
- BARCZI, A., JOÓ, K., PETŐ, Á., BUCSI, T. 2006b: Survey of the buried paleosol under the Lyukas Mound in Hungary. *Eurasian Soil Science* 39 (1). p. 133–140.
- BARCZI, A., JOÓ, K. 2009: The role of kurgans in the Palaeopedological and Palaeoecological reconstruction of the Hungarian Great Plain. *Zeitschrift für Geomorphologie, Berlin-Stuttgart*, 53 Suppl. (1): 131–137.
- ALEXANDROVSKIY, A. L. 2000: Holocen development of soils in response to environmental changes: the Novosvobodnaya archaeological site, North Caucasus. *Catena* 41: 237–248.
- ACKRILL, R. 2000: *The Common Agricultural Policy*. Sheffield Academic Press Ltd., Sheffield. p. 49–225.

- ÁRGAY Z., BALCZÓ B., TÓTH P. 2013: A kunhalmok megőrzésének hagyományos és új módjai, szereplői. *A Falu* 28 (1) 69–80.
- BARCZI A. 2009: Kunhalmok eltemetett talajainak vizsgálata. MTA Doktori értekezés, Gödöllő. p. 32–61.
- BEN, A. 2010: GAEC Standards and Public Goods. GAEC Workshop, Rome, p. 5–8.
- BRADY, M., KELLERMANN, K., SAHRBACHER, C., JELINEK, L. 2009: Impacts of Decoupled Agricultural Support on Farm Structure. *Biodiversity and Landscape Mosaic: Some EU Results. Journal of Agricultural Economics* 60: 563–585.
- CSÁNYI, M. 2003: Zwei Gräber aus dem frühbronzezeitlichen Gräberfeld von Nagyrév-Zsidóhalom. In: *Morgenrot der Kulturen. Frühe Etappen der Menschheitsgeschichte in Mittel- und Südosteuropa. Festschrift für Nándor Kalicz zum 75. Geburtstag* Hrsg. von E. Jerem und P. Raczky *Archaeolingua* 15, Budapest, p. 497–512.
- DANI, J., M. NEPPER, I. 2006: Sártrétudvari-Órhalom tumulus grave from the beginning of the EBA in Eastern Hungary. *Communications Archaeologicae Hungariae*, p. 29–50.
- DARIE, C. 2012: Environmental standards in the common agricultural policy (Cross compliance. *Annals of the University of Craiova – Agriculture, Montanology, Cadastre Series*) XLII, p. 150.
- ECSEDY, I. 1979: The people of the pit-grave kurgans in Eastern Hungary. *Fontes Archaeologici Hungariae, Akadémiai Kiadó, Bp.*, p. 148
- GELENCSÉR, G, VONA, M, CENTERI, Cs. 2012: Loosing agricultural heritage in rural landscapes – a case study in Koppány Valley area, Hungary. *European Countryside* 4(2): 134–146.
- GERRY, B. 2009: The Irish Agricultural Rural Landscape. Irish National Landscape Conference, Published Paper, Irish Copyright Licensing Agency Ltd., Dublin. p. 100–110.
- GOJDA, M., HEJCMAN, M. 2012: Cropmarks in main field crops enable the identification of a wide spectrum of buried features on archaeological sites in Central Europe. *Journal of Archaeological Science* 39: 1655–1664.
- HEJCMAN, M., SOUČKOVÁ, K., KRIŠTUF, P., PEŠKA, J. 2013: What questions can be answered by chemical analysis of recent and paleosols from the Bell Beaker barrow (2500–2200 BC), Central Moravia, Czech Republic? *Quaternary International* 316: 179–189.
- KHOKHLOVA, O. S., SEDOV, S. N., GOLYEVA, A. A., KHOKHLOV, A., A. 2001: Evolution of Chernozems in the Northern Caucasus, Russia during the second half of the Holocene: carbonate status of paleosols as a tool for paleoenvironmental reconstruction. *Geoderma* 104: 115–133.
- KÖLCSÖNÖS MEGFELELTETÉS 2013: A Helyes Mezőgazdasági és Környezeti Állapot. A Kölcsönös Megfeleltetés honlapja (<http://www.kolcsonosmegfeleltetes.hu>)
- MOLNÁR, M., JOÓ, K., BARCZI, A., SZÁNTÓ, Zs., FUTÓ, I., PALCSU, L., RINYU L. 2004: Dating of total soil organic matter used in kurgan studies. *Radiocarbon* 46 (2): 413–419.
- MVH 2013: Minimum level of maintenance: Ensure a minimum level of maintenance and avoid the deterioration of habitat. *Saját adatbázis, Budapest.* p. 1–12.
- NOVÁK, T., NYILAS, I., TÓTH, Cs. 2009: Preliminary studies on landscape ecological structure of fragmented loess grasslands on the Zsolca mounds (Felsőzsolca, Hungary). *Tájékológiai Lapok* 7 (1): 161–173.
- PUSKÁS, I., FARSANG, A. 2008: Diagnostic indicators for characterising urban soil of Szeged, Hungary. *Geoderma* 148 (3-4): 267–281.
- RACZKY, P., MEIER-ARENDE, W., ANDERS, A., HAJDÚ, Zs., NAGY, E., KURUCZ, K., DOMBORÓCZKY, L., SEBŐK, K., SÜMEGI, P., MAGYARI, E., SZÁNTÓ, Zs., GULYÁS, S., DOBÓ, K., BÁCSKAY, E., T. BIRÓ, K., SCHWARTZ, C. 2002: *Polgár – Csőszhalom (1989-2000): Summary of the Hungarian-German Excavations on a neolithic Settlement in Eastern Hungary.* Mauer Schau, Band 2., Verlag Bernhard Albert Greiner, Remshalden – Grunbach, p. 833–860.
- SUDNIK, B., WÓJCIKOWSKA, I., MOYSIYENKO, I. 2008: The floristic differentiation of microhabitats within kurgans in desert steppe zone of Southern Ukraine. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 77(2): 139–147.
- SUDNIK, B., WÓJCIKOWSKA, I., MOYSIYENKO, I., ZACHWATOWICZ, M., JABLOŃSKA, E. 2011: The value and need for protection of kurgan flora in the anthropogenic landscape of steppe zone in Ukraine. *Plant Biosystems* 145(3): 638–653.
- SZELEKOVSKY L. 1999: Békés megye kunhalmai. *Körös-Maros Nemzeti Parkért Egyesület Kiadványa, Sirályka Nyomda, Békéscsaba,* p. 64
- TOMA, E., ROTH, M. (eds.), CENTERI, Cs., DOBROVODSKA, M., PRINTSMANN, A., RAGUŽ-LUČIĆ, E. 2010: Agricultural landscape history of 20th-century Eastern Europe. In: *Pungetti, G. Kruse, A. (eds.) European Culture expressed in Agricultural Landscapes. Perspectives from the Eucaland Project.* Palombi Editori, Rome, p. 105–108.

- TÓTH A. (szerk.) 1999: Kunhalmok. Alföldkutatásért Alapítvány Kiadványa, Kisújszállás, p. 77.
- TÓTH A. 2002: Az Alföld piramisai. Alföldkutatásért Alapítvány, Kisújszállás.
- TÓTH Cs. 2006: Az országos kunhalomfelmérés eredményei a földtani értékvédelem szempontjából. *Acta Geographica Ac Geologica et Meteorologica Debrecina* 1(1): 129–135.
- TÓTH Cs. 2007: Jász-Nagykun-Szolnok megye kunhalmainak állapotfelmérése. *Jászkunság* 50 (1–2): 42–59.
- TÓTH Cs., NOVÁK T., NYILAS I. 2008: Ötezer esztendő őrzői - A Zsolcai-halmok. *Természetbúvár* 63 (3): 20–23.
- TÓTH Cs., PETHE M., MOLNÁR M. 2012: A Zsolcai-halmok komplex földtudományi vizsgálata. In: Nyári, D. (ed.): *Kockázat-Konfliktus-Kihívás. VI. Magyar Földrajzi Konf. Tanulmánykötete, Szeged.* p. 897–904.
- TÓTH Cs., NOVÁK T. J., TÓTH A. 2014: A kunhalmok területhasználat-váltásának időszerű kérdései. *Tiszavilág. A Tiszazugi Földrajzi Múzeum Közleményei* 6. 61–76.
- VIRÁGH, D. 1979: Cartographical data of the kurgans in the Tisza region. In: Ecsedy, I. (ed.): *The people of the pit-grave kurgans in Eastern Hungary.* Budapest, Akadémiai Kiadó. p. 117–148.

PROTECTED LANDSCAPE ELEMENTS IN THE EUROPEAN UNION AND THE HUNGARIAN
EFFECTS OF THE REGULATION IN THE LOOK OF THE KURGANS

A. RÁKÓCZI, A. BARCZI

Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management
H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: rakoczi.attila@gmail.hu

Keywords: landscape protection, national value, cultural history, common agricultural policy, cross compliance

There was a significant alteration in the CAP and in the EU regulations in agriculture and as a result of this in Hungarian regulations too. The kurgans were declared protected by law in 2010 (GAEC) in accordance with cross-compliance requirements. Kurgans are significant landscape elements of the Great Hungarian Plain/Carpathian Basin. The oldest mounds may be even 6,000 years old. These human-made formations are valuable –among others–because of their archeological, cultural, historical, botanical, pedological and landscape significance. They significantly decreased in number in the past decades since they became part of the cultivated areas. There have been several unsuccessful attempts to protect them by bringing them under regulation. However, owing to an EU agrarian regulation kurgans (Cumanian mounds) were designated as protected landscape elements which became the condition of payment of direct support. In our research we focus on the impacts of the regulation through the field studies performed in Békés County, which makes it possible to assess the changes in state of the mounds. It is carried out through full- and representative samplings but monitoring methods are also used. The regulation applies to 185 mounds in Békés County, 98 of them in 2012, 78 in 2011 and 40 in 2012 were cultivated. The number of cultivated mounds decreased to 24 by 2013. Studying the results it can be stated that in opposition to the previously less efficient attempts to regulate them, due to the latest regulation the mound protection became more efficient in the last few years. This indicates that the mounds can be saved from deterioration, and the multifunctionality, eco-potential and diversity of the countryside can be maintained.

ELŐZETES ADATOK A BEREKSZÁSZI-DOMBSÁG ORTHOPTERA FAUNÁJÁHOZ (KÁRPÁTALJA, UKRAJNA)

SZANYI Szabolcs, KATONA Krisztián, RÁCZ István András

Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani Tanszék
4032 Debrecen, Egyetem tér 1. e-mail: szanyiszabolcs@gmail.com

Kulcsszavak: Beregi-sík; szigethegy, gyepek, fauna elem, életforma-típus.

Összefoglalás: A Beregi-sík Magyarországra eső területe orthopterológiai szempontból a jól kutatott tájak közé tartozik, míg az ukrainai rész még ma is alulkutatott. A Beregi-síkból számos, a harmadidőszaki vulkanikus eredetű „domság” és szigethegy emelkedik ki. Bár magán a síkon már 2010 óta folynak kutatások az egyenesszárnyú együttesek meghatározására, a dombvidéki régiók még ma is feltáratlanok. Kutatásunk célja a Beregszászi-dombvidék egyenesszárnyú faunájának a felmérése volt. A vizsgálatokat 2013 nyarán végeztük, összesen nyolc mintaterületen. A mintavételezések minden esetben fűhálózással történtek, ahol szükséges volt, ott egyeléssel egészítettük ki. A dombvidékről eddig 28 faj került elő. A fauna kutatottsága az intenzív gyűjtőmunka ellenére még mindig csekély mértékű, ezért a további vizsgálatok feltétlenül szükségesek.

Bevezetés

A Kárpát-medence egyik leghűvösebb, legcsapadékosabb és leginkább kontinentális éghajlatú része a Nagy-Alföld, melynek sajátos flórajárása a Beregi-sík, amit SIMON (1953) Észak-Alföld (Samicum s. str.) flórávidék néven különített el. A síkon számos eltérő társulástípus van jelen, ami annak is köszönhető, hogy az évszázados múltra visszatekintő agrártevékenység következményeként a területen jellegzetes mozaikos tájszerkezet alakulhatott ki. Ennek a mozaikos szerkezetnek, illetve a vidék átmeneti jellegének köszönhetően, igen gazdag vegetáció alakult ki, ami lehetővé teszi az itt élő fauna sokszínűségét is. A Beregi-sík jellegzetessége az is, hogy a síkság területén több kisebb, különféle korú és eredetű vulkáni maradvány található. Ezek az úgynevezett Beregszászi-domság tagjai, melyhez a különálló maradványként számon tartott alsó-szarmata riolit dómok csatlakoznak Beregszász és Csap között (BARANYI 2009).

A változatos tájszerkezet ellenére kutatottság szempontjából nagy hiányosságok mutatkoznak a legtöbb állatsoportra nézve. A Beregi-sík kutatását jelentős mértékben megnehezíti az is, hogy kettészeli a Magyar-Ukrán államhatár. Többen is kiterjesztették már a Beregi-sík magyar oldaláról a kutatásokat erre a területre, számos fajcsoport tekintetében is (KÖDÖBÖCZ és MAGURA 1999, MAGURA et al. 1997, SZANYI 2010, NAGY et al. 2011, KRISTIN et al. 2011), azonban a vizsgálatok továbbra is indokoltak.

Ismert, hogy különböző gyepek sajátos összetételű egyenesszárnyú együttesekkel jellemezhetők, amelyek kompozíciója szoros kapcsolatot mutat az élőhely szerkezetével és az abiotikus tényezőivel. Ennek, valamint széles elterjedésüknek, és viszonylagos tömegességüknek köszönhetően az egyenesszárnyúak (Orthoptera *sensu lato*) világszerte, mint az élőhely szerkezetének és az életközösségek anyagforgalmi változásainak érzékeny indikátoraként ismertek (NAGY és RÁCZ 2007b). Együtteseik vizsgálatával, egyszerű módszerekkel adatokat kaphatunk a gyepek természetességéről, szerkezetéről és nyomon követhetjük azok változását, valamint ismereteink birtokában természetvédelmi beavatkozásokat tervezhetünk és monitorozhatjuk azok hatásait is.

A fentiek tükrében vizsgáltuk meg a Beregszászi-dombság néhány jellegzetes élőhelyének egyenesszárnyú (Orthoptera) faunáját.

Anyag és módszer

A Beregszászi-dombság a kárpátaljai Beregszászi járás, valamint a Kárpátaljai-alföld legmagasabb része, amelynek abszolút magassága 220–365 méter között változik. A dombvidéknek két jelentősebb kiemelkedése van: a tarpai Nagy-hegy és a Mezőkaszonyi-hegy déli nyúlványa, a Típet-hegy. Mindkettő azon tektonikus vonal hegyei közé tartozik, amelyek a Zempléni-hegységtől Nagyszőlősig, illetve Huszton át vezetnek a Kárpátokig.

Vizsgálatainkat a Beregszászi-dombvidék területén, összesen nyolc mintaterületen végeztük. A mintaterületek élőhelyi besorolását BÖLÖNI et al. (2011) munkája alapján végeztük.

1. „Somi-hegy” – zavart, időszakosan kaszált és enyhén legeltetett franciaperjés gyep (Á-NÉR: E1), egyik oldaláról enyhén szegélyesedik.
2. „Bégányi-hegy” – kevésbé bolygatott, gyalogszederrel szegélyezett kevert állományú üde gyep (Á-NÉR: E1).
3. „Beregszászi-hegy (szikla)” – degradált, fajszegény száraz gyep (Á-NÉR: H2).
4. „Beregszászi-hegy (kereszt)” – erősen degradált, gyomosodó felhagyott szőlő (Á-NÉR: T8)
5. „Kőfejtő” – erősen zavart, gyér növényzetű száraz gyep (Á-NÉR: H2)
6. Nagybereg I. – zavarásmentes, jellegtelen üde gyep (Á-NÉR: OB).
7. Nagybereg II – több éve felhagyott gyomosodó szőlőültetvény (Á-NÉR: T8)
8. Nagybereg III – erősen bolygatott, elegyes lomberdővel szegélyezett, erősen cserjésedő, jellegtelen szárazodó gyep (Á-NÉR: OC)

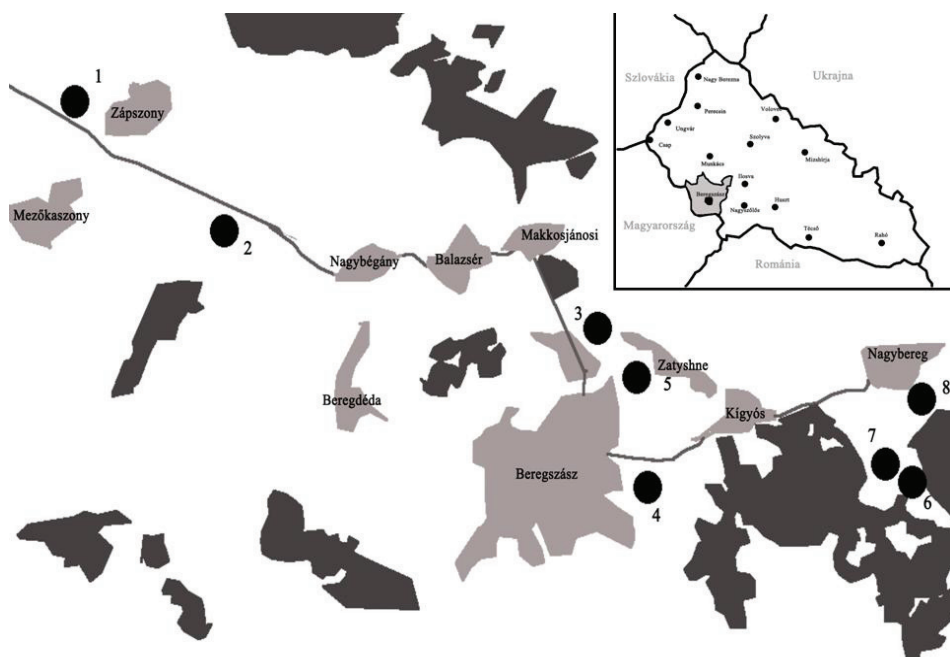
A mintavételezéseket alapvetően egyeléssel kiegészített standard fűhálózással végeztük (NAGY et al. 2007), illetve kiegészítettük transzekt menti egyeléssel (100m/10 perc számlálással) és fűhálózással (10m/100 csapásszám). A begyűjtött állatokat minden esetben 70%-os alkoholban tároltuk a határozásig.

A határozás során a HARZ által megadott (1957, 1969, 1965) kulcsokat követtük, kiegészítve HELVERSEN (1986) munkájával. A nevezéktan tekintetében NAGY (2003) munkáját vettük alapul.

A vizsgált együttesek jellemzésekor a fajösszetétel mellett meghatároztuk a faunatípus és életforma-típusok szerinti összetételt (RÁCZ 1998).

Eredmények és értékelés

A mintavételek során 28 egyenesszárnyú faj 372 egyede került elő a Beregszászi-dombvidék vizsgált területeiről (1. táblázat). A minták átlagos fajszáma 9,25 (maximum 16, minimum 6), az átlagos egyedszám pedig 46,5 (maximum 95, minimum 29), míg az Ensifera-Caelifera arány, amely az élőhelyszerkezet változatosságára utal, összességében 1:1-nek mutatkozik – változatos élőhelyi viszonyokat jelezve.



1. ábra A mintavételi helyek térképen feltüntetve
(Világos szürke: községek; Sötét szürke: erdőségek; fekete kör: a mintavételi helyek)

Figure 1. Map of the sampling site
(Light gray: villages; Dark gray: forests; Black circle: the sampling sites)

1. táblázat A gyűjtött fajok jegyzéke mintaterületek szerint (1 - „Somi-hegy”; 2 - „Bégányi-hegy”;
3 - „Beregszászi-hegy (szikla)”; 4 - „Beregszászi-hegy (kereszt)”; 5 - „Kőfejtő”; 6 - Nagyberg I.;
7 - Nagyberg II; 8 - Nagyberg III.)

Table 1. The list of collected species by sample sites (1 - „Somi-hill”; 2 - „Bégányi-hill”;
3 - „Beregszászi-hill (rock)”; 4 - „Beregszászi-hill (cross)”; 5 - „Quarry”; 6 - Nagyberg I.; 7 - Nagyberg II;
8 - Nagyberg III.)

Fajok	1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Conocephalus dorsalis</i> (Latreille, 1804)	0	0	1	0	0	0	0	2
<i>Conocephalus fuscus</i> (Fabricius, 1793)	1	1	0	0	2	0	0	0
<i>Ruspolia nitidula</i> (Scopoli, 1786)	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Isophya stysi</i> Cejchan, 1957	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Leptophyes albovittata</i> (Kollar, 1833)	1	4	0	5	12	8	3	5
<i>Leptophyes discoidalis</i> (Frivaldszky, 1867)	7	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phaneroptera falcata</i> (Poda, 1761)	0	1	0	0	2	0	1	0
<i>Roeseliana roeseli</i> (Hagenbach, 1822)	1	3	0	0	1	0	0	0

1. táblázat folytatása
Contd. Table 1

Fajok	1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Bicolorana bicolor</i> (Philippi, 1830)	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tettigonia viridissima</i> Linnaeus, 1758	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Platycleis albopunctata grisea</i> (Fabricius, 1781)	1	0	3	1	1	0	0	0
<i>Pachytrachis gracilis</i> (Brunner von Wattenwyl, 1861)	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Oecanthus pellucens</i> (Scopoli, 1763)	3	0	1	0	2	2	0	0
<i>Gryllus campestris</i> Linnaeus, 1758	0	0	0	0	0	0	0	1
Ordo: Caelifera								
<i>Tetrix bipunctata</i> (Linnaeus, 1758)	0	2	0	0	0	1	0	0
<i>Calliptamus italicus</i> (Linnaeus, 1758)	4	0	13	8	6	1	0	0
<i>Glyptobothrus biguttulus biguttulus</i> (Linnaeus, 1758)	4	7	2	13	0	6	7	0
<i>Glyptobothrus brunneus brunneus</i> (Thunberg, 1815)	0	5	6	0	1	0	0	0
<i>Chorthippus dorsatus</i> (Zetterstedt, 1821)	4	5	0	0	0	0	25	1
<i>Chorthippus oschei</i> Helversen, 1986	0	2	0	0	0	0	0	1
<i>Pseudochorthippus paralellus</i> (Zetterstedt, 1821)	3	45	3	5	0	12	6	44
<i>Omocestus rufipes</i> (Zetterstedt, 1821)	5	3	0	0	2	0	3	7
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i> (Charpentier, 1825)	0	2	0	0	0	0	0	3
<i>Stenobothrus crassipes</i> (Charpentier, 1825)	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odontopodisma rubripes</i> (Ramme, 1931)	0	8	0	0	0	0	0	0
<i>Oedipoda caerulescens caerulescens</i> (Linné, 1758)	0	0	0	0	8	0	0	0
<i>Aiolopus thalassinus thalassinus</i> (Fabricius, 1781)	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Euthystira brachyptera</i> (Ocskay, 1826)	0	0	0	1	0	0	0	0
Egyedszám:	38	95	29	33	37	30	45	65
Fajszám:	14	16	7	6	10	6	6	9

E változatos élőhelyi viszonyoknak megfelelően a fajok között megtalálhatjuk a nedves réteken és nádasokban egyaránt előforduló *Conocephalus fuscus*-t (1., 2., 5. minta), valamint a száraz élőhelyeken előforduló geofil fajokat is, mint *Calliptamus italicus*, *Oedipoda caerulescens caerulescens* és *Platycleis albopunctata grisea*. Ezek a fajok jellemzően a gyér növényzetű, máladozó riolitos, sziklás mintavételi helyeken fordultak elő. A jelenleg terjedő fajként számon tartott *Ruspolia nitidula*-t vizsgálatunk során csak egy mintában találtuk meg (1. minta), holott alacsonyabb területeken szinte mindenhol megtalálható volt az előzetes kutatási adatokat figyelembe véve. Legnagyobb egyedszámban

a rétekre, legelőkre általában jellemző chortobiont *Chorthippus* fajok voltak jelen (kb. 204 egyed), jellemző módon a rontottabb gyepekben (7, 8 minta). A szegélyekben gyűjtött mintákból minden élőhelyről előkerült a mérsékelt mezofilnek tekinthető, thamnobiont, pontomediterrán *Leptophyes albovittata*, valamint csak az 1. mintából a dacikus *Leptophyes discoidalis*. A Beregszász melletti felhagyott szőlő környékéről előkerült az *Euthystira brachyptera*, ami egy higro-mezofil faj.

A legfontosabb faunisztikai adat a Beregszászi-dombvidék hűvös-nedves gyepeiben (Bégányi-hegy, 2. minta) elforduló, dacikus *Isophya stysi*, és a balkáni-dacikus *Odonotopodisma rubripes*. Mindkettő Magyarországon fokozottan védett, az élőhelyvédelmi irányelv II. és IV: mellékletén szereplő, a Natura 2000 területek kijelölésének alapjául szolgáló faj. További érdekességként említésre érdemes, hogy együtt (Somi-hegy, 1. minta) fordul elő az eltérő ökológiai igényű *Metrioptera roeseli* és a *Metrioptera bicolor*, annak ellenére, hogy ez a terület erősen bolygatott, legelőként és kaszálóként is használják.

2. táblázat A gyűjtött fajok faunaelem és -típusa (Af = Afrikai, Ba-Da=Balkáni-Dácikum, Da = Dácikus,

An = Angarai, Pc = Policentrikus, Po-Ca = Ponto-Kaszipi, Po-Med = Ponto-Mediterrán,

Si-Pc = Szibériai-Policentrikus; Ch = Chortobiont, G = Geobiont, Th = Thamnobiont, Fi = Fissuribiont)

Table 2. Faunal type and life forms of the collected species (Af = African, Ba-Da=Balkan-Dacik,

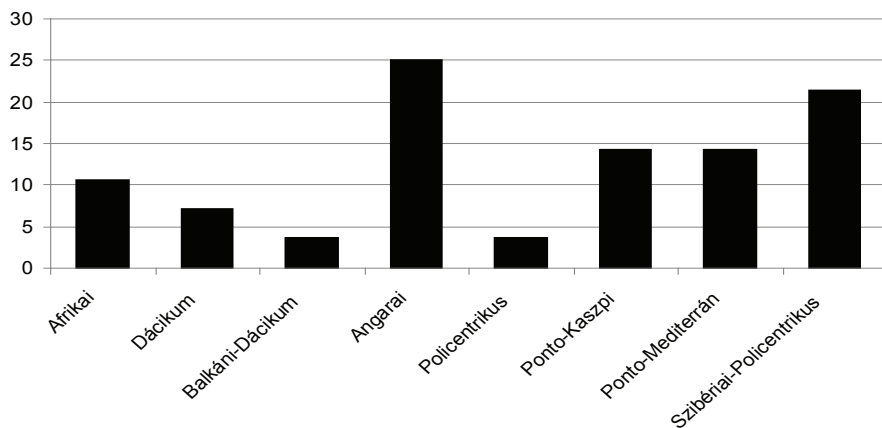
Da = Dacik, An = Angarian, Pc = Policentrikus, Po-Ca = Pontic-Caspian, Po-Med = Pontic-Mediterranean,

Si-Pc = Siberian-Policentric Ch = Chortobiont, G = Geobiont, Th = Thamnobiont, Fi = Fissuribiont)

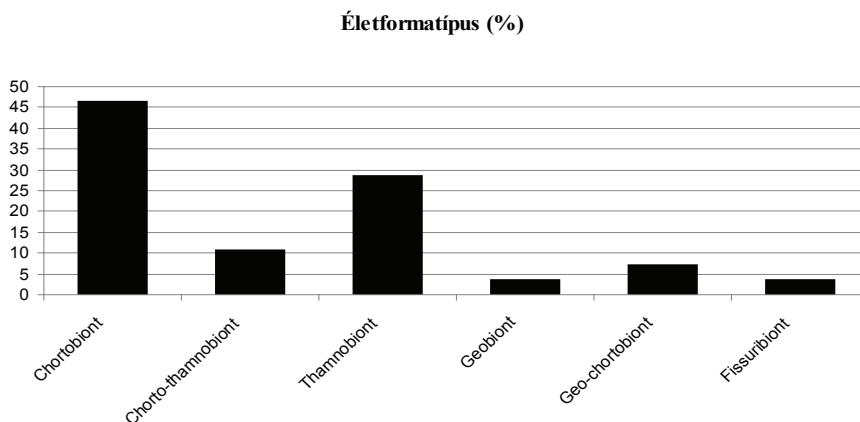
Fajok:	Faunaelem	Életforma-típus
Ordo: Ensifera		
<i>Conocephalus dorsalis</i> (Latreille, 1804)	Po-Ca	Th
<i>Conocephalus fuscus</i> (Fabricius, 1793)	Si-Pc	Th
<i>Ruspolia nitidula</i> (Scopoli, 1786)	Af	Th
<i>Isophya stysi</i> Cejchan, 1957	Da	Ch
<i>Leptophyes albovittata</i> (Kollar, 1833)	Po-Med	Th
<i>Leptophyes discoidalis</i> (Frivaldszky, 1867)	Da	Th
<i>Phaneroptera falcata</i> (Poda, 1761)	Si-Pc	Th
<i>Roeseliana roeseli</i> (Hagenbach, 1822)	Po-Ca	Ch
<i>Bicolorana bicolor</i> (Philippi, 1830)	An	Ch
<i>Tettigonia viridissima</i> Linnaeus, 1758	Si-Pc	Th
<i>Platycleis albopunctata grisea</i> (Fabricius, 1781)	Po-Ca	Ch-Th
<i>Pachytrachis gracilis</i> (Brunner von Wattenwyl, 1861)	Po-Med	Th
<i>Oecanthus pellucens</i> (Scopoli, 1763)	Po-Med	Ch-Th
<i>Gryllus campestris</i> Linnaeus, 1758	Af	Fi
Ordo: Caelifera		
<i>Tetrix bipunctata</i> (Linnaeus, 1758)	Si-Pc	Ch
<i>Calliptamus italicus</i> (Linnaeus, 1758)	An	G-Ch

Fajok:	Faunaelem	Életforma-típus
<i>Glyptobothrus biguttulus biguttulus</i> (Linnaeus, 1758)	Po-Ca	Ch
<i>Glyptobothrus brunneus brunneus</i> (Thunberg, 1815)	An	Ch
<i>Chorthippus dorsatus</i> (Zetterstedt, 1821)	Si-Pc	Ch
<i>Chorthippus oschei</i> Helversen, 1986	Si-Pc	Ch
<i>Chorthippus paralellus</i> (Zetterstedt, 1821)	An	Ch
<i>Omocestus rufipes</i> (Zetterstedt, 1821)	An	Ch
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i> (Charpentier, 1825)	Po-Med	Ch
<i>Stenobothrus crassipes</i> (Charpentier, 1825)	An	Ch
<i>Odontopodisma rubripes</i> (Ramme, 1931)	Ba-Dc	Ch-Th
<i>Oedipoda caerulescens caerulescens</i> (Linné, 1758)	Pc	G
<i>Aiolopus thalassinus thalassinus</i> (Fabricius, 1781)	Af	G-Ch
<i>Euthystira brachyptera</i> (Ocskay, 1826)	An	Ch

Faunaelem (%)



2. ábra A begyűjtött fajok faunaelem megoszlása százalékos arányban
 Figure 2. Distribution of the fauna elements of the collected species



3. ábra A begyűjtött fajok életforma-típusainak megoszlása százalékos arányban
 Figure 3. Distribution of the life forms of the collected species

A faunaelemek százalékos megoszlása (2. ábra) alapján kitűnik, hogy két fő faunaelem dominál, mintegy az „alapfaunát” adva: ezek az angarai (25%), és a szibériai-policentrikus (21,4%) fajok. Ez a százalékos összetétel 7 fajt jelent, míg a legalacsonyabb százalékos összetételek csak 1–2 fajt foglalnak magukba, ugyanakkor fontos színező elemek a dacikus 7,1%, illetve a policentrikus 3,6% fajok is.

A 3. ábrán (életforma-típus) megfigyelhető a szegélyhatást jól tükröző thamnobiont fajok nagy részesedése (28,5%) az egyenesszárnyú faunában, ugyanis ezek a fajok, főleg alacsony növésű cserjéken élnek. A chortobiont életforma-típusú fajok (46,4%), melyek főleg a sáskák közül kerülnek ki, javarészt tág tűrésű, generalista fajok, melyek másodlagos, bolygatott területeken is előfordulnak. Az életforma-típus megoszlások a magas fűvű, jól strukturált gyepek arányait tükrözik. A felnyíló gyepekre jellemző geo-chortobiont, geobiont fajok alig képviseltetik magukat a faunában.

Összességében megállapítható, hogy a két legjelentősebb mintavételi helynek a „Somi-hegy” (1. minta) és a „Bégányi-hegy” (2. minta) mutatkozik. Mindkettőről elmondható, hogy egyrészt a legnagyobb fajszámmal rendelkeznek (14, illetve 16), másrészt a Somi-hegyről számos mezofil-higrofil élőhelyhez kötődő faj került elő, mint például a Roesel-rétiszöcske (*Metrioptera roeselii*) vagy a halványzöld rétiszcse (*Metrioptera bicolor*), illetve a dacikus *Leptophyes discoidalis*. Előkerült a területről a nedves réteken és nádasokban gyakori kúpféjű szöcske (*Conocephalus discolor*), valamint a terjedő fajként is számon tartott dél-európai elterjedésű nagy kúpféjűszöcske (*Ruspolia nitidula*).

A Bégányi-hegy jelentőségét pedig a csak innen előkerült dacikus eredetű kárpáti tarsza (*Isophya stysi*) és a balkáni-dacikus elterjedésű vöröslábú hegyisáska (*Odontopodisma rubripes*) fajok adják.

Az eredmények tükrében megállapíthatjuk, hogy a Beregszászi-dombság egyenesszárnyú faunájának kutatását a jövőben is folytatni kell ahhoz, hogy az egyes élőhelyek faj-együtteseit még alaposabban megismerjük, s ezzel az itt előforduló különböző minőségű gyepeket jellemezhesük.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnénk köszönetet mondani Dr. Varga Zoltán Professzor Úrnak, aki hasznos tanácsaival támogatta jelen munka elkészülését.

Irodalom:

- BARANYI B. (szerk.) 2009: Kárpátalja. Dialóg Campus Kiadó, Pécs-Budapest. 540 p.
- BÖLÖNI J., MOLNÁR Zs., KUN A. (szerk.) 2011: Magyarország Élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója, ÁNÉR 2011. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, 441 pp.
- HARZ, K. 1957: Die Geradflügler Mitteleuropas. Jena, VEB Gustav Fischer Verlag. 494 p.
- HARZ, K. 1969: Die Orthopteren Europas / The Orthoptera of Europe. The Hague, Dr. W. Junk N. V. 749 p.
- HARZ, K. 1975: Die Orthopteren Europas / The Orthoptera of Europe. The Hague, Dr. W. Junk B. V. 939 p.
- HELVERSEN, O. VON (1986): Courtship song and taxonomy of grasshoppers in the Chorthippus albomarginatus-group (Orthoptera: Acrididae). Zoologische. Jahrbücher - Abteilung für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere 113: 319–342.
- KATONA K., SZANYI SZ. 2012: A Beregi-sík Kárpátaljai részének futóbogár közösségei, Calandrella (in press)
- KÓDÖBÖCZ V., MAGURA T. 1999: A Beregi-síkság és Kárpátok futóbogár faunájának biogeográfiai kapcsolata (Coleoptera: Carabidae). Folia entomologica hungarica Rovartani Közlemények, 60: 195–204.
- KRIŠTÍN, A., BALLA, M., FABRICIUSOVÁ, V., HRÚZ, V., KAŇUCH, P. 2011: Orthoptera and Mantodea in fragments of seminatural habitats in lowlands of SE Slovakia and SW Transcarpathian Ukraine. Articulata 26 (2), 109–121.
- MAGURA T., KÓDÖBÖCZ V., TÓTHMÉRÉSZ B., MOLNÁR T., ELEK Z., SZILÁGYI G., HEGYESSY G. 1997: A Beregi-síkság futóbogár faunája és biogeográfiai kapcsolata. Folia Entomologica Hungarica. 58: 73–83.
- NAGY A., RÁCZ I. A. 2007a: A hazai Orthoptera fauna 10×10 km-es UTM alapú adatbázisa. In: KÖVICS, G., DÁVID, I., ed./eds.: 12. Tiszántúli Növényvédelmi Fórum előadások - Proceedings. Debreceni Egyetem, Debrecen. 189–198. p.
- NAGY, A., SÓLYMOS, P., RÁCZ, I. A. 2007: A test on the effectiveness and selectivity of three sampling methods frequently used in orthopterological field studies. Entomologica Fennica 18: 149–159.
- NAGY A., RÁCZ I. A. 2007b: Alföldi szikes, homoki- és löszpuszta-gyepek jellemzése Orthoptera-együttesek alapján. Természetvédelmi Közlemények 13: 153–162.
- NAGY, A., SZANYI, S., MOLNÁR, A., RÁCZ, I. A. 2011: Preliminary data on the Orthoptera fauna of the Velyka Dobron Wildlife Reserve (west Ukraine). Articulata 26 (2): 123–130.
- NAGY, B. 2003: A revised check-list of Orthoptera-species of Hungary supplemented by Hungariannames of grasshopper species. Folia Entomologica Hungarica 64: 85–94.
- RÁCZ, I. A. 1998: Biogeographical survey of the Orthoptera fauna in central part of the Carpathian Basin (Hungary): fauna types and community types. Articulata 13 (1): 53–69.
- SIMON T. 1953: Az Északi-Alföld erdői. Akadémiai Kiadó, Budapest. 173 p.
- SZANYI SZ. 2010: Adatok Nagydobrony környékének nappali lepke faunájához (Lepidoptera: Papilionoidea, Hesperoidea). Calandrella 13: 44–55.

PRELIMINARY DATA ON THE ORTHOPTERA FAUNA OF THE BEREGSZÁSZ HILLS
(TRANSCARPATHIA, UKRAINE)

SZ. SZANYI, K. KATONA, I. A. RÁCZ

University of Debrecen Department of Evolutionary Zoology
Egyetem tér 1. 4032 Debrecen, e-mail: szanyisabolcs@gmail.com**Keywords:** Bereg-lowland; volcanic hills, grasslands, faunal elements, life form spectra,

The Orthoptera fauna of the Hungarian part of the Bereg lowland is well studied, while the Ukrainian part is still nearly unknown. Many „hills” were emerged thanks to the Upper Tertiary volcanic activity on this area. Although we already have some data from the lowland part since 2010, the hilly regions are still unexplored. The aim of our research was to compile a faunal list of the Beregszász-hills. The investigations were carried out in summer, 2013, on 8 sampling-areas. The samplings were always made by sweeping net and we supplemented it with hand-picking. In this hilly region 28 species have been found. We determined the species composition of grasslands as well as the spectra of faunal elements and life forms. According to our results the Orthoptera assemblages of the sampling sites show considerable differences both in species composition and frequency. However, these records are only preliminary data on the faunal composition of this area.

ADATOK A MAGYARORSZÁGI FOSSZILIS VÖRÖS TALAJOK GENETIKÁJÁHOZ

FEKETE József

Szent István Egyetem, Mezőgazdasági és Környezetvédelmi Intézet, Talajtani és Agrokémiai Tanszék
2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1. e-mail: Fekete.Jozsef@mkk.szie.hu

Kulcsszavak: vörösayag, trópusi talaj, nyirok – talaj, reliktum talaj, fosszilis talaj, ferrallitos talaj

Összefoglalás: A régebbi geológiai időszakokban képződött vörösayagok Magyarország talajtakarójának jellegzetes színtípusai. Elterjedésük többnyire azokhoz a területekhez kötött, amelyek a harmad időszakban szárazföldek voltak, s így nem borították el tengeri üledékek. A negyedkor éghajlata csak pusztulásukat idézte elő. Ezért jelenleg ott található, ahol a jégkorszaki pusztulás ellen védve voltak, vagy ahol nagy ellenálló képességük és vastagságuk miatt anyaguk az erózióknak ellen tudott állni. Ez egyik oka annak, hogy fokozott figyelmet kell fordítanunk megismerésükre és védelmükre. Gazdasági jelentőségük sem elhanyagolható, területükön szőlőtelepítéseket, erdőket és szárazföldi műveléseket találunk. A vörösayagok, vörös talajok közel másfél évtizedes vizsgálata után fontosabb eredményeinket „A magyarországi vörösayagok, vörös talajok” c. munkánkban (FEKETE 2010) foglaltuk össze: Vörös talajképződésünk harmad időszak melege éghajlat alatt keletkezett reliktum, illetve fosszilis talajok, melyek kémiai, ásványtani sajátosságaikban és genetikájukban sok hasonlóságot mutatnak a jelenlegi trópusi talajokkal. E hasonlóságot, és reliktum talajaink harmadkori, trópusi szubtrópusi eredetét támasztják alá újabb vizsgálati eredményeink.

Bevezetés

A vörös színű talajok a szakemberek figyelmét már korábban felkeltették. A vörösayagok, illetve talajok tulajdonságaival és elterjedésével kapcsolatos nézetekkel és adatokkal több szerző közleményében találkozunk.

A vörösayag egyik jellegzetes típusa a Tokaj-Hegyalja-i nyirok talaj, melyet elsőként SZABÓ (1867) írt le, s BALLENEGGER (1917) vizsgálati adatokat közölt róla. A hazai és külföldi vörösayagokra és nyirokra vonatkozó régebbi elméleteket és eredményeket részletesen tárgyalta SÜMEGHY (1944, 1949). Szerinte a különböző vörös és sárga agyagok csak színben, vastartalomban és szennyeződésekben térnek el egymástól. Fő jellemzőjük a mészhiány, a képlékenység, duzzadó képesség, a gyors kiszáradás és a vastartalom.

A vörösayagok és vályogos képződmények elterjedéséről, sajátosságaikról sok nézet terjedt el. Pl.: ÖTVÖS (1954), VADÁSZ (1956), BIDLÓ (1983), BORSY és SZŐR (1981), JÁMBOR (1980), JÁNOSSY (1979), KRETZOI (1969), SCHWEITZER (1993). Egyes szerzők szerint VADÁSZ (1960), JUHÁSZ (1987) a permi vörös-homokkővön képződött talajok is a vörösayagok közé sorolhatók. VADÁSZ (1956) és VENDL (1957) a bauxitos képződményeket is vörösayagnak tekintik. Tapasztalataink alapján a hazai vörösayag képződmények számos tulajdonságaikban a trópusi-, szubtrópusi, illetve a mediterrán térségek talajaival mutatnak hasonlóságot. Véleményünk megegyezik több geológus, talajkutató publikált adataival, így pl. SCHWEITZER és SZŐR (1997), VICZIÁN (2006), ZÁMBÓ (1970) stb. közölt eredményeivel.

A magyarországi vörösayagokat, vörös talajokat közel húsz éve vizsgáljuk. Tanulmányoztuk e talajképződmények fizikai-, és kémiai tulajdonságait, FEKETE et al. (1997), FEKETE és STEFANOVITS (2002) mikromorfológiai jellemzőit (FEKETE et al. 2005), vízgaz-dálkodását FEKETE (1998) vizsgálta, valamint, javaslatokat dolgozott ki osztályozásukra (FEKETE 2010).

Véleményünk szerint a hazai és trópusi-, szubtrópusi vörös színű agyagos képződmények hasonló sajátosságának okait kialakulásuk körülményeiben találhatjuk meg. A talaj genetikai szemlélet alapján a kőzetek mállását, a mállás intenzitását az agyagásványok kialakulását, a mállástermékek felhalmozódását az ún. talajképző tényezők határozzák meg (FEKETE 1988). Nagyszámú vizsgálati eredményeinkre visszatekintve úgy látjuk, hogy a meleg égővi talajok mind az abszolút, években kifejezhető, mint pedig relatív koruk tekintetében igen idős természeti képződmények. Ezt leghívebben az ún. másodlagos ásványok fejezik ki, az agyagásványok, a vas-, és alumínium oxidok molekuláris viszonyzáma. További jellemzőjük a kaolinit agyagásvány előfordulása illetve nagyobb aránya.

A hazai vörösayagok, illetve vörös, vörösbarna színű talajképződmények régebbi melegebb időszakokban alakultak ki. Ezekre is jellemző a jelenlegi trópusi talajokban megtalálható ásványi összetétel és az említett molekuláris viszonyszámok arányai. Jelen dolgozatban a magyarországi reliktum talajok és a trópusi talajok genetikai alapokon nyugvó rokonságát igyekszünk kimutatni, illetve vizsgálati eredményeinkkel bizonyítani. Felhasználjuk a megelőző évek talajvizsgálat tapasztalatait (FEKETE 2010). Következtetésünk alátámasztására értékeljük még az eddigi nem publikált vörösayag minták vizsgálati eredményeit és BIDLÓ (1997) adatait, melyek szorosan kapcsolódnak munkánkhoz.

Adataink értékelésénél legfontosabb szempont a mállás jellegének alakulása. Erre legalkalmasabbnak találtuk a Harrasovits-féle molekuláris viszonyszámokat (STEFANOVITS 1993, FEKETE 1988), az agyagásványok minőségét, a másfélszeres oxidok mennyiségét és arányát. A molekuláris viszonyszámokat a talajok teljes feltárásával nyert kovasav, vas- és alumínium-adatokból számíthatjuk ki úgy, hogy a kovasav százalékos értékét 60-nal, az alumíniumét 101,8-del, a vasét 159,7-del, majd a kapott hányadosokat viszonyítjuk egymáshoz: $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3$ illetve $\text{SiO}_2/\text{R}_2\text{O}_3$ képlet alapján. A sziallitizációnál e viszonyszám általában 2-nél nagyobb, a ferrallitizációnál vagy latosolizációnál 2-nél kisebb. A talajképződési folyamatok változása során a sziallitizációt a ferrallitizáció (v. latosolizáció) követi. Az első szakasz általában a mérsékelt övi talajok, a második szakasz pedig a meleg égővi talajok uralkodó folyamata. A sziallitizáció esetében az agyag frakció $\text{SiO}_2/\text{R}_2\text{O}_3$ molekuláris viszonyzáma 2-nél nagyobb. Agyagásványai általában szmektit típusúak.

A ferrallitizáció a trópusokon jellemző folyamat. Több elnevezése terjedt el, ilyen a latosolizáció, lateritesedés, allitizáció, kromoszolizáció stb.

Az intenzív kémiai mállás hatására csaknem az összes ásvány szétesik, mely alól csupán az igen ellenálló titán és kvarc képez kivételt. Az oldható sók és karbonátok teljes mértékben kilúgozódnak, a kicserélhető kationok kilúgozása is erőteljes. Nemcsak az elsődleges ásványok, hanem az agyagásványok is megbomlanak és átalakulnak. Így a korábban montmorillonit agyagásvány kaolinit típusúvá válik. A kaolinit a mállással szemben igen ellenálló, de a későbbi szakaszban valószínűleg ez is elbomlik, és a felszabaduló vas- és alumíniumoxidok általában kicsapódnak és a talajban visszamaradnak. A vasoxidhidrátok mennyiségétől és hidratáltsági fokától függően a talajok színe vörös, sárga, vagy fakószínű lesz. E folyamat eredményeként keletkeznek a latosolos és latosol talajok, melyek $\text{SiO}_2/\text{R}_2\text{O}_3$ molekuláris viszonyzáma 2-nél kisebb. E viszonyszám a latosolos talajoknál általában 1–2 között változik, a latosol talajoknál gyakran 0,5-nél is kisebb.

Ezen talajok további csoportosításánál az alumínium- és vasoxidok mennyiségének arányát vesszük figyelembe. Ha az agyagfrakcióban az Al_2O_3/Fe_2O_3 molekuláris viszonyszám alapján az alumínium van túlsúlyban, akkor allit talajokról, ha pedig a vas, akkor ferrit talajokról beszélünk. Abban az esetben, amikor a vas és alumínium-mennyisége közel azonos kis alumínium-többséggel, akkor ferrallit, kisebb vas-többséggel pedig alferrit talajnak nevezzük.

A magyarországi reliktum talajoknál a SiO_2/R_2O_3 molekuláris viszonyszám a meleg égővi talajokhoz hasonló. Ha 2-nél kisebb, az agyagásvány kaolinit típusú és a színe vörös, illetve vörös barna biztos jelei annak, hogy a kérdéses talaj korábbi meleg égővi időszakban képződött. Tanulmányunkban ezen régi korokból származó, hazánkban is előforduló ferrallitos talajokra szeretnénk példákat szolgáltatni.

A magyarországi vörösayagok, vörös talajok c. kiadványunkban (FEKETE 2010) viszonylag kevés talajszelvénynél tudtuk kimutatni meggyőzően a trópusi talajképződést. Ilyenek Aggtelek 2, Jósvafő 100, Óriszentpéter 171, Darvastó 61, 62; Vörösberény 64, 65, 66; Tatabánya 11. jelű talajok

Jelenleg azon vörösayag, illetve vörös színű talajok teljes kémiai összetételét és agyagásvány tartalmát tekintjük át, amelyek a trópusi, szubtrópusi, illetve mediterrán talaj-képződés jeleit mutatják.

Vizsgálati módszerek és eredmények

A röntgen és derivatográfákkal készült felvételeket a Magyar Állami Földtani Intézetben Kovács Pálffy Péter és Földváry Mária valamint a Budapesti Műszaki Egyetem Mérnökgeológiai Tanszékén Bidló Gábor végezte. Értékelésünkhöz felhasználtuk Bidló Gábor által korábban megvizsgált vörösayagok kémiai és ásványtani összetételét (BIDLÓ 1997 kézirat) is.

A sok időt igényelő eljárások miatt aránylag kevés elemzés készülhetett el. Bidló Gábor által vizsgált minták zömmel a felszínen fordultak elő, néhány minta vékony talajtakaró alatt, egyes esetekben pedig löszréteg alatt rétegződött. Ez utóbbi vörösayagok hasonlóságot mutatnak a felszínről származó mintákkal.

A vörös talajok egyik csoportját azok a minták képviselik, amelyek saját tapasztalataink és a nemzetközi szakirodalom, illetve talajosztályozási rendszerek szerint is eleget tesznek a recens trópusi talajok kémiai, ásványtani feltételeinek. Ezeket fogja össze az 1. táblázat. A második csoport talajai a jellegzetes kémiai összetétel alapján sorolható a meleg égővi, illetve hazánkban a paleotalajokhoz, melyek adatait a 2. táblázatban találjuk. A vörös talajok harmadik csoportjába sorolt talajokat a 3. táblázat tartalmazza, melyeknél a nagy kaolin tartalomról rendelkezünk vizsgálati adatokkal.

Az 1. táblázat ferrallitos talajainál a másodlagos ásványok molekuláris viszonyszámainak hányadosa 2-nél kisebb. Az ilyen talajok idős trópusi talajképződmények, a hosszú időn át tartó kémiai mállás eredményei. Minél kisebb a molekuláris viszonyszám, annál erőteljesebb a kémiai mállás, annál előrehaladottabbak a talajképződési folyamatok. A jelzett viszonyszám 1 körüli, vagy ez alatt van az értéke a következő talajoknál: Jósvalé patak (É. 2.), Jósvalé patak (D.), Vörös-tó, Szilveszter-barlang (2) és Budaörs-Kőhegy. Ilyen kis értékek a jelenlegi trópusi talajoknál is csak a legidősebb változatoknál, legmállottabb képződményeknél fordulnak elő (FEKETE 1988). Határozott ferrallitos jellegzet

mutat a többi talaj is, így a „Tengerszem szállói”, Szentlélek-Bánkút közötti, a Miskolc-tapolca 1–2, Vidróczki-barlangi, János-hegyi, Klastrom-pusztai, Felső-Galla jelzésű és Pogány-hegyi minták. Ezek tehát határozott bizonyítékai a meleg égövi talajképződésnek.

A 2. táblázatban található sziallitos talajok esetén a molekuláris viszonyszám meghaladja a 2-t, 2–3,5 között mozog. A nagy másfélszeres oxidok mennyisége miatt azonban nyilvánvalóan ezek is a trópusi, illetve szubtrópusi időszakokban képződtek.

Külön csoportba gyűjtöttük ki azokat a talajokat, amelyek vörös illetve vörösbarna színűek, de csak az ásványi összetétel néhány rendelkezésünkre álló adata alapján következtetünk arra, hogy ezek is meleg égövi képződmények. A kaolinit tartalom szerint ilyen az ország különböző részeiről származó, a 3. táblázatban felsorolt 10 db. vörös talaj minta.

Ezek a talajok is magukban hordozzák az erőteljes trópusi mállás jeleit. A mállás előrehaladott szakaszában nő meg a kaolinit tartalom, amikor a szmektit típusú agyagásvány is kaolinitá alakul át. A TiO_2 jelenléte is (rutil, anatóz) emellett szól. Ilyen mértékű mállásnál (humid trópusi klíma alatt) az oldható anyagok kimosódnak, eltávoznak a szelvényből. Egy részük áthalmazott vörös talaj, ilyenek pl. az aggteleki–Vörös-tói, és a Baján-Senyei minták, a többi valószínű helyben képződik.

Megállapítások, következtetések

A tanulmányban bemutatott talajok vizsgálati eredményei szorosan kapcsolódnak „A magyarországi vörösayagok, vörös talajok” (FEKETE 2010) c. munkához. A talajminták teljes kémiai elemzésének eredményei és az ásványi összetétel adatai meggyőzően bizonyítják, hogy vörös talajaink paleotalajok, azaz trópusi, illetve szubtrópusi klímájú harmad-időszaki képződmények. Ezért azokat reliktum, vagy a mélyebb szintekben előfordulókat fosszilis talajoknak nevezzük.

A vizsgált szelvények közül 14 mintánál megtaláljuk azokat a talajtani és ásványtani sajátosságokat, amelyek a jelenlegi trópusi klíma talajaira jellemzőek. A többi talajminta is trópusi, szubtrópusi talajképződmény, de a kémiai összetétel, illetve molekuláris viszonyszámok alapján a mállás jellege nem ferrallitos, hanem sziallitos. Feltételezhetően a képződésük időszakában ezek is ferrallitosak voltak, de a későbbi löszképződés hatására alakultak át sziallitos talajokká. A lösz anyagával, újabb ásványok hozzákeverődésével a mállás jellege a relatíve fiatalabb talajokhoz lesz hasonló.

Az eredeti harmadidőszak talajaiban változásokat okozott az eróziós tevékenység is, mely különösen a pleisztocénben volt erőteljes. A talajpusztulás, a felszíni vizek által előidézett áthelyezések, áthalmazódások a talaj kémiai- és ásványi összetételében is jelentős változásokat eredményezhettek. Később az évszázados talajművelés is lényeges hatást gyakorolt a paleotalajokra is.

Áttekintve a vörösayag előfordulások kémiai és ásványtani összetételét szembevetve, hogy a leggyakoribb előfordulások a különböző, főleg triász mészkő képződménnyel kapcsolatosak. Leggyakoribb agyagásványuk a jól kristályosodott kaolin.

Az egyes lelőhelyek képződményei leülepedésének korát, az esztramosi és Villány környékiek kivételével nem lehet pontosan rögzíteni, mert ősmaradványokat nem tartalmaznak.

Irodalom

- BALLENEGGER R. 1917: A tokajhegyaljai nyiroktalajokról. Földtani Közlemények. 47 (1–3): 20–24.
- BIDLÓ G. 1997: A magyarországi vörösgyagok ásványtani és kémiai jellemzése. Budapest. Kézirat. 223–388.
- BIDLÓ, G. 1983: Mineralogische Untersuchung der tonhaltigen Sedimente im Villány-Gebirge. Anual Institutului de Geologie si Geofisica, 62.: 201–216.
- BORSY Z., SZÓÓR Gy. 1981: A Tétel-halom és a dunaföldvári földcsuszamlások vöröstalajainak (vörösgyagjainak) összehasonlító termoanalitikai és infravörös spektroszkópiás elemzése. Acta Geographica Debrecina. 18–19: 167–183.
- FEKETE J. 1988: Trópusi talajok. Akadémiai Kiadó, Budapest, 503 p.
- FEKETE J. 1998: Water regime and porous system of red clays in Hungary. Acta Agronomica Hungarica, 46: 341–353.
- FEKETE, J., STEFANOVITS, P., BIDLÓ, G. 1997: Comparative study of the mineral composition of red clays in Hungary. Acta Agronomica Hungarica, 45(4): 427–441.
- FEKETE J. 2010: Magyarországi vörösgyagok, vörös talajok. Tájékológiai Lapok, 8 (2): 1–223.
- FEKETE, J., STEFANOVITS, P. 2002: Pedological Features of Red Clays in Northern Hungary. Agrokémia és Talajtan. 51(1–2): 223–232.
- FEKETE, J., SZENDREI, G., CSIBI, M. 2005) Pedological characteristics and mineral composition of red clays in Hungary. Acta Mineralogica Petrographica. Szeged: 37–45.
- JÁMBOR Á. 1980: Szigethegységeink és környezetük pannóniai képződményeinek faciéstípusai és ősföldrajzi jelentőségük. Földt. Közl. 110(3–4): 498–511.
- JÁNOSY D. 1979: A magyarországi pleisztocén tagolása gerinces faunák alapján. Akadémiai Kiadó, Budapest, 207 p.
- JUHÁSZ Á. 1987: Évmilliók emlékei. Magyarország földtörténete és ásványi kincsei. Gondolat Könyvkiadó, Budapest, 561 p.
- KRETZOI M. 1969: A magyarországi quarter és pliocén szárazföldi időszakának tagolása. Földrajzi Közöny 17 (93)2: 197–204.
- ÖTVÖS E. 1954: Szárazföldi vörösgyag a Budai-hegységben. Földtani Közöny, 88(2): 221–227.
- SCHWEITZER F. 1993: Domborzat formálódás a Pannóniai-medence belsejében, a fiatal újkorban és a negyedidőszak határán. Akadémiai doktori értekezés, MTA, Budapest, 125 p.
- SCHWEITZER F., SZÓÓR Gy. 1997: Geomorphological and stratigraphic significance of Pliocene red clay in Hungary. Zeitschrift für Geomorphologie, Neue Folge, Supplement-Band, 110. Berlin-Stuttgart: 95–105.
- STEFANOVITS P. 1993: Talajásványok kutatásában elért eredmények és azok alkalmazási lehetőségei. MTA Agrártud. Osztályának Tájékoztatója (1992). Akadémiai Kiadó, Budapest: 130–134.
- STEFANOVITS P. 1963: Magyarország taljai. Akadémiai Kiadó, Budapest, 442 p.
- SÜMEGHY J. 1944: A Tiszántúl. Földtani Intézet Kiadványa, Budapest, 208 p.
- SÜMEGHY J. 1949: Az északi dombvidék agrogeológiai viszonyai. Földtani Intézet Kiadványa, Budapest
- SZABÓ J. 1867: Tokaj-Hegyalja taljai. Pest. Tokaj-Hegyaljai album.
- VADÁSZ E. 1956: Bauxit és „terra rossa”. Földt. Közl. 86(2): 15–119.
- VADÁSZ E. 1960: Magyarország földtana. Akadémiai Kiadó, Budapest, 646 p.
- VENDL A. 1957: Geológia I. Tankönyvkiadó, Budapest, 623 p.
- VICZIÁN I. 2006: Comparison of the main periods of kaolinite formation in Slovakia and Hungary (abstract). 3rd. „Mineral Sciences in the Carpathians” International Conference, Miskolc, 2006, Abstracts. Acta Mineralogica Petrographica, Abstract Ser. 5., 129 p.
- ZÁMBÓ L. 1970: A karsztvörösgyagok és a felszíni karsztosodás kapcsolata az Aggteleki-karszt DNY-i részén. Földrajzi Közl. 18 (94/4): 281–293.

DATA TO GENETICS OF FOSSIL RED SOILS IN HUNGARY

J. FEKETE

Szent István University, Faculty of Agriculture and Environmental Management,
Department of Soil Science and Agrochemistry
2103 Gödöllő, Péter Károly u. 1. e-mail: Fekete.Jozsef@mkk.szie.hu

Keywords: red clays, tropic soil, lymphatic soil, relict soil, fossil soil, ferrallitic soil

Hungarian red clays are the result of soil formation from previous geologic periods. They were spread over areas which were dry during the Tertiary Period and were not covered by sediments. Varying views on the formation, properties and distribution of red soils in Hungary have been published by numerous authors. Geologists took an early stand on the origin of red clays. According to the literature there are mayor differences in discussing red soils (between red soils and red clays) concerning the conditions of formation and their characteristics. Our red clays are similar to the tropical and sub-tropical ferrolite soils in relation to their formation and mineral characteristics. One of our aims is to explore the similarities in processes and characteristics, which would substantially help in classification. In this paper we report on the results of soil studies carried out on red clays and soils in Hungary. The $\text{SiO}_2/\text{R}_2\text{O}_3$ molecular ratios of the clay fraction are much lower, but do not all suggest a definite ferrallituous weathering. The ratios often show a value around 2 for the samples. We can assume that the lower these ratios are the stronger the earlier tropical or sub-tropical weathering processes were. Usually kaolinite occurs or is even dominant amongst the clay minerals in the case of soil with lower $\text{SiO}_2/\text{R}_2\text{O}_3$ ratio, which also suggests intense weathering and transforming processes. On the basis of total chemical analysis, the molecular ratio of these soils is similar to the oldest tropical soils. The type of weathering was ferrallitic. These soils contain a high amount of boehmite and gibbsite, but little ferric oxide.

1. táblázat Ferralitos vörösgyagok kémiai és ásványtani összetétele,%-ban
 Table 1. Chemical and mineral composition of ferralitic red clays in %

Ásványok	Aggtelek – Jósvafő				Bükk – hegység					Budai – hegység		Pilis h.	Vértes h.	Kőszegi h.
	Jósvapatak É. 2.	Jósvapatak Dél	Vöröstő Ny. old.	Tengerszem hotel	Szt. lélek Bánkút	Miskolc- tapolca 1.	Miskolc- tapolca 2.	Vid- róczyki barlang	Szil- veszter barlang	János hegy	Budaörs Kőhegy	Klas- trom- puszta	Felső- galla	Pogány hegy
Teljes kémiai összetétel (%)														
SiO ₂	23,54	26,96	7,23	2,97	12,04	34,30	34,73	42,21	10,79	38,46	0,99	32,40	19,85	39,61
Al ₂ O ₃	7,34	24,80	20,11	28,53	12,05	21,17	23,97	32,32	5,64	34,07	17,85	35,70	17,54	31,75
Fe ₂ O ₃	55,82	33,24	41,50	0,79	2,47	21,82	16,40	10,09	67,54	27,02	0,90	1,90	5,65	20,20
CaO	0,21	0,12	0,21	30,00	37,40	9,30	9,25	1,52	1,38	2,08	17,82	0,34	28,23	1,80
MgO	0,40	0,40	0,81	3,69	0,33	0,54	0,30	1,96	1,71	0,26	15,74	0,56	0,89	0,87
Mol. v. ^x	0,93	1,02	0,26	1,60	1,55	1,71	1,76	1,91	0,19	1,31	0,07	1,55	1,64	1,51
Ásványos összetétel (%)														
Kvarc		kvarc	kvarc		18,87					28,50		4,04		15,80
Földpát					1,30									
Kalcit						17,01	12,71			1,10				
Kaolin		63,8	16,4		–	53,60	42,80			59,90		81,60	28,50	33,20
Illit					6,07									
Montm.														
Hematit		hematit			0,70					3,40		12,40		12,00
Bayerit										3,50				
Goethit			45,65						80,36					10,00

x molekuláris viszonyszám

2. táblázat Sziallitos vörösgyagok kémiai és ásványtani összetétele, %-ban
Table 2. Chemical and mineral composition of siallitic red clays in %

Ásványok		É. Mo. ^x	Aggtelek – Jósvafő				Bükk – hegység						Villányi h.
		Észtra- mos	Jósva patak É. 1.	Jósva patak É. 3.	Vörös- tó 1.	Jósvafő- Aggtelek	Mályin- ka	Gerena- vár	Szilvás- várad- L.füred	Sebes- víz völgy	Hejő- csaba	Szil- veszter- bar. 1.	Siklós- Zuhanya- bánya
Teljes kémiai össze- tétel	SiO ₂	42,70	44,76	62,60	51,96	54,98	58,07	32,69	44,96	52,70	56,56	47,06	38,34
	Al ₂ O ₃	19,19	11,30	14,61	29,02	21,61	18,62	10,16	23,79	10,44	15,81	20,89	15,37
	Fe ₂ O ₃	19,43	19,43	5,89	7,91	6,99	7,48	18,26	6,51	19,50	19,30	11,65	15,91
	TiO ₂												10,20
	CaO	0,82	1,27	1,09	0,51	0,46	0,82	20,30	1,44	4,58	0,00	2,47	1,51
	MgO	1,58	0,26	3,93	0,88	1,32	0,22	0,96	3,77	2,53	0,83	1,33	1,47
	Mol.v. ^{xx}	2,36	2,51	5,80	2,61	3,65	4,35	2,59	2,82	3,99	3,49	2,90	2,61
Ásvá- nyos össze- tétel	Kvarc					83,10	80,58	48,93	52,53	76,67	76,86		14,06
	Földpát					4,70	3,67		2,28	3,96			
	Kalcit					1,30	1,45	26,33	0,76	1,96	0,64		
	Dolomit								0,54	1,54			
	Kaolin	48,80		3,70		8,70	6,94	5,66	13,05	11,59	9,73	46,40	40,20
	Illit						2,91	16,26		3,47	3,47		
	Montm. ^{xxx}						3,37						
	Hematit					1,20		2,36	0,85	0,77	7,65		4,76
	Bayerit?												
	Ruil ?												7,80
	Anatáz												8,60

^x Észak–Magyarország

^{xx} molekuláris viszonyszám

^{xxx} montmorillinit

3. táblázat Nagy kaolinit tartalmú vörös talajok, kaolinit %.

Table 3. Red soils by high caolinitic content, %

	Röntgen vizsg. %	Derivatográfus vizsg. %	Megjegyzés
Aggtelek út – Vöröstói elágazás	32,1	51,4	
Várgesztes (Vértes)	–	82,8	
Óbarok puszta (Vértes h.)	–	70,0	
Hosszúhegy– Háromlyuk zomboly (Pilis hegy)	–	85,0	
Darvas tó (Bakony)	59,6	11,47	
Sümege– Gerincegy (Bakony)	–	67,6	
Hajmáskéri bánya (Bakony)	–	58,5	
Bajánsenye (Őrség)	–	52,16	
Nagyharsány hegy 1. (Villányi hegység)	66,9	47,12	Rutil: 35 % Anatáz: 1,7 %
Nagyharsány hegy 2. (Villányi hegység)	92,0	–	Anatáz: 8,0 %

A LOVAS KÖZELÍTÉS, MINT TERMÉSZETKÍMÉLŐ ANYAGMOZGATÁSI MÓDSZER HELYZETE A HAZAI ERDŐTERÜLETEKEN

FICSOR Csilla, MALATINSZKY Ákos

Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet,
Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: csilla.ficsor@gmail.com, Malatinszky.Akos@kti.szie.hu

Kulcsszavak: lovas közelítés, anyagmozgatás, természetkímélő, környezetkímélő, erdőgazdálkodás

Összefoglalás: A lovas közelítés előnyeit kívánjuk bemutatni erdő- és természetvédelmi szempontból a szakirodalmak és terepen végzett interjúk alapján. Ennek az erdei anyagmozgatási módszernek legfőbb előnye a talaj, a visszamaradó fák és az újulat védelme. Környezetvédelmi jelentősége, hogy nincs károsanyag-kibocsátása, nincs szükség üzemanyagra, továbbá az általa elfogyasztott energiaforrás megtermelhető a gazdálkodó által is. Hátránya főleg a teljesítményben mutatható ki, mivel egységnyi idő alatt kevesebb térfogatú faanyagot képes közelíteni, mint a gépek. A kutatás során felmérésre került a lovas közelítés gyakorisága az állami erdőterületeken. Az összes hazai erdészet 25,86%-a alkalmaz lovakat a közelítés elvégzéséhez. Az erdészetek 7,76%-a elvéve, csak nagyon ritkán foglalkozik lovas közelítéssel. Leggyakrabban törzskiválasztó és növedékfokozó gyéritések esetében kapnak megbízást, mert gazdaságosabb és a lovak számára kímélőbb. Ezen kívül 4 erdészetnél használják a lovakat vadetetéshez és *barkácsolásra*. A 116 erdészet közül összesen csak 3 tart fenn fogatgazdaságokat.

Bevezetés

A közelítés a faanyag mozgatásának első szakasza, helyszíne a faanyag megtermelésére szolgáló terület (PANKOTAI és MADAS 1956). Mindig a tő mellől kezdik, és legtöbbször a vágásszélig tart. Végrehajtása során a fennmaradó állományra, az újulatra és a talajra fokozott figyelmet kell fordítani. Éppen ezek miatt a területen szétszórt, összegyűjtendő faanyag közelítése nagy mozgatóerővel és kis sebességgel történik, amely sok időt és tekintélyes energiafelhasználást vesz igénybe (FIRBÁS 1996). Az erdőállomány feltárását ún. közelítő nyomokkal végzik, amelyek segítségével hatol be a technika az erdőbe, és amelyeken keresztül távozik a ledöntött faanyag az állományból (PANKOTAI és MADAS 1956). A külső erők hatása, például a gépek járószerkezetének terhelése a talajszerkezet károsodásával, tömörődéssel jár (VARGA 2001). A közelítés történhet kézi, fogatos vagy gépi eszközökkel (ANDRÉSINÉ és ANDRÉSI 2008). Az utóbbi a leggyakoribb napjainkban, azonban az állattal való közelítés még jó ideig célszerűnek látszik (FIRBÁS 1996). A lovak vonóerejük kétszeresét is képesek kifejteni, sőt egy pillanatig akár a négyszeresét is, ami a rönkök mozgásba hozatalánál fontos tény (PANKOTAI és MADAS 1956). WÁGNER (1986) állítása szerint a fogat legtagabb határok között dolgozik, de 100 méteres távolságig versenyképes a költségek tekintetében a gépekkel.

Az 1950-es éveket megelőzően, az erdészeti üzem gépesítése előtt a lovas közelítés jellemző folyamat volt az erdőgazdálkodás során, azonban napjainkra szinte feledésbe merült. Az állati erő hasznosításának drasztikus visszaszorulása a társadalmi igények növekedése és megváltozása miatt következett be. A mérvadó tényező a teljesítmény, a gyorsaság és a költséghatékonyság lett. Ezeknek már csak a gépesítés tudott egyszerre eleget tenni. 1945 után műszakilag gyors fejlődésnek indultak a fahasználati munkák

(KERESZTESI 1971, 1982). 1949-ben már említésre került az Állami Erdőgazdasági Üzemi Központ által a motoros láncfűrészek alkalmazása. A közelítéshez a fogatot javasolta, mint még az egyetlen fejlett megoldást (HEGYI 1978). Az 1950-es években az Erdészeti Tudományos Intézet (ERTI) által folytak kutatások a lovas erdészeti munka eszközeinek fejlesztéséért. 1958-ban az ERTI kifejlesztette a közelítő kerékpárt (RAJCSI 2010a). A lovak teljesítményét 27%-kal emelte a közelítő kerékpár használata (KERESZTESI 1964). Az 1954-ben kiadott határozat a közelítés gépesítését 50%-ban írta elő. 1960-61-ben a közelítés 4,9%-ban volt gépesítve, 9–10 év alatt ez 19,6%-ra nőtt. 1970-ben pedig a közelítés gépesítettsége 40%-ot ért el, a kiszállítása 45%-ot és a szállítása 95%-ot (SZEPESI 1970). 1979-ben már a közelítés több mint felét (59,7%) gépekkel végezték (KERESZTESI 1982). Az anyagmozgatásban a kézi munka, a fogat és az erdei vasút szerepét fokozatosan átvette a vontató és a gépkocsi (KERESZTESI 1971). Később a fát Zetor-jellegű mozgékony vontatókkal szállították ki az erdőből (HEGYI 1978). Így a gépesítés fejlődése folyamatosan háttérbe szorította a lovak használatát, de a napjainkban felerősödő környezet- és természetvédelmi szempontok szerencsés fordulatot hoztak számukra. Azokban a kevés szakirodalmakban, amelyekben szó esik a lovak alkalmazásáról az erdőgazdálkodás során pozitív tapasztalatokat és véleményeket találunk a jövőre nézve. Gyerítések, szálaló és közjóléti erdők esetében nagy hasznukat veszik (DUDÁS 2013). KÁLDY (1968) és WÁGNER (1970) szerint a fogatoknak az újulatvédelem miatt, a felsőrakodók rendezésében, rövid közelítési távolságok, 20° feletti területek esetében később is lesz szerepük. Munkájukra sokáig szükség lesz az erdőkben (FIRBÁS 1996), szerepük számottevő lesz a jövőben is (ANDRÉSINÉ és ANDRÉSI 2008, VALLÓ 2012). DUDÁS (2013) szerint újra reneszánszukat élük az igavonó lovak, amelyet az alternatívákhoz képest természet- és környezetkímélő hatásuknak köszönhetnek.

Anyag és módszer

A kutatás céljai közé tartozott a lovas közelítés elterjedtségének felmérése Magyarország állami tulajdonban lévő erdőterületein. Ehhez az eredményt az összes hazai, azaz 116 erdészet telefonos keresztléti és személyes felkeresésével kaptuk. Ez a gyűjtés szolgáltatta az adatokat ahhoz, hogy meghatározzuk az állami erdészetben lovas közelítést végző vállalkozók arányát a gépesítettséggel szemben. Erre azért volt szükség, mert napjainkban még nem született olyan kutatási eredmény, amely alapján képet kapnánk a lovas közelítés gyakoriságáról. Telefonos adatgyűjtés során gyűjtöttük ki azokat az erdészeteket, amelyek fogatgazdaságokat tartanak fenn. Az adatgyűjtés időszaka 2013. februártól októberig tartott.

További vizsgálatokat végeztünk terepen félig strukturált interjúk segítségével a lovas közelítést alkalmazó erdőgazdálkodókkal. Az interjú típusát HÉRA és LIGETI (2010) ajánlása alapján választottuk ki, és a kérdőív összeállításánál is ez a mű volt az irányadó. A nagyobb kiterjedésű és kevésbé feltárt hegyvidékeket személyesen is felkerestük, mivel – az előzetes telefonos felmérés alapján – ott gyakoribb a lovak alkalmazása, mint síkvidéken. A meglátogatott erdészetek kiválasztása mellett döntő érv volt, hogy az ország különböző hegyvidékeire ellátogassunk többféle módszer vizsgálata érdekében. Az adatközlők között szerepelnek a kapcsolattartó erdészek, erdőgondnokok és erdészetigazgatók, de legnagyobb arányban a lovas vállalkozók. Az állati erő hasznosítását 11

erdészetnél, annak 14 vállalkozójánál és további 2 vállalkozónál magánerdőben, összesen 17 különböző területen mértük fel személyesen. Az egyik magánvállalkozót fehér akác fokozatos felújító vágása (Cserépváralja), illetve egy fokozottan védett erdőrész bontóvágása (Mátraszőlős) során is megvizsgáltuk. A terepi megfigyelések során a következő célok vezéreltek: felmérni, milyen szempontok alapján döntenek a ló használata mellett, a lovas közelítés milyen előnyökkel és hátrányokkal bír több szempontot is tekintve, a vállalkozó tapasztalatait begyűjteni, továbbá a használt lófajtákat és -típusokat megfigyelni. A „lótípus” alatt a vizsgált témával kapcsolatban elsősorban a sodrott lovat értjük, ami a hidegvérű és a melegvérű lovak keresztezése, és a muraközit, amit bár 1972-ben elfogadtak önálló fajtaként, ma a szakma a magyar hidegvérű egyik típusaként emlegeti. Ezekon kívül a lovak által egyszerre vonszolt rakomány térfogatát, és a napi teljesítményüket is összeírtuk. A természetkímélő gazdálkodás részeként elterjedt ún. vasló jellemzőit összehasonlítottuk az igazi lóéval. A vállalkozóknál tett kutatások során fényképekkel és videókkal is dokumentáltuk a vizsgált tényezőket.

Eredmények

Telefonos adatgyűjtésből származó információk

A vizsgálati időszakban lovas közelítéssel foglalkozó vállalkozók országos aránya az állami erdőterületeken 25,86%. Ide tartoznak a következő erdészetek: Szombathelyi, Bakonybéli, Vasvári, Bajnai, Kemencei, Sásdi, Királyréti, Pilisszentkereszti, Telkibányai, Nagymarosi, Egri, Hegyközi, Pécsváradi, Szigetvári, Sárospataki, Hegyaljai, Nyíregyházi, Hajdúhadházi, Bódva-völgyi, Kaposvári, Letenyei, Bánokszentgyörgyi, Szentgotthárdi, Barcsi, Pustavámi, Gúthi, Hőgyészi, Jósua-tornai, Tállyai és Dél-bükki Erdészet. Ezek az erdészetek a közelítés során rendszeresen használnak lovakat, legtöbbször gyéritések alkalmával.

További 9 erdészet nyilatkozta azt, hogy csak elvétve, nagyon ritkán foglalkoztatnak lovas vállalkozót, ami évente kb. 2–3 gyéritést, 100–200 m³-t jelent. Ez országosan az erdészetek 7,76%-át jelenti. Ezek a következők: Szilvásváradi, Parádfürdői, Bátorfyerenyei, Felsőtárkányi, Pétervásárai, Váci, Halápi, Balatonfüredi Erdészet. Előfordulnak olyan erdészetek, ahol a jelenlegi lovas vállalkozónál többre is lenne szükség. Többször elhangzott, hogy a lovak munkájára lenne igény az erdészeteken belül, de sok akadályba ütköznek a megvalósítás során. Az egyik ilyen tényező a lovakhoz szakmailag értő ember és az erre a célra tenyésztett, igavonó lófajták hiánya. A Gyulai, Pandúri és Szekszárdi Erdészetnél alkalmazznak lovakat vad etetésére és *barkácsoláshoz*, de közelítést nem végeznek velük. A Gúthi Erdészetnél is használják a fogatot vadásztatáshoz, de emellett tisztításoknál vonszolásra és a rakodók közötti szállításra is.

A hazai összes erdészet közül a Szombathelyi, a Szentgotthárdi és a Gúthi Erdészet tulajdonában vannak lovak. Mindhárom erdészetre jellemző a lóval való faanyagmozgatás.

A hazai erdészetek 66,38%-ának területén teljes egészében gépekkel helyettesítik az állati erőt. Ezek közül három erdészet nyilatkozta azt, hogy sajnós, nagy bánatukra nem foglalkoztatnak lovas vállalkozókat. Szintén elhangzott, hogy lenne rájuk szükség, de nincs annyi munka, amennyihez egy lovas vállalkozót alkalmazni tudnának. Másrésztől a probléma az, hogy lóval dolgozni sokan akarnak, de lóval élni kevesen. Néhány adatközlő a lovas közelítésről „őskori” módszerre, tevékenységre asszociált.

A félig strukturált interjúk eredményei

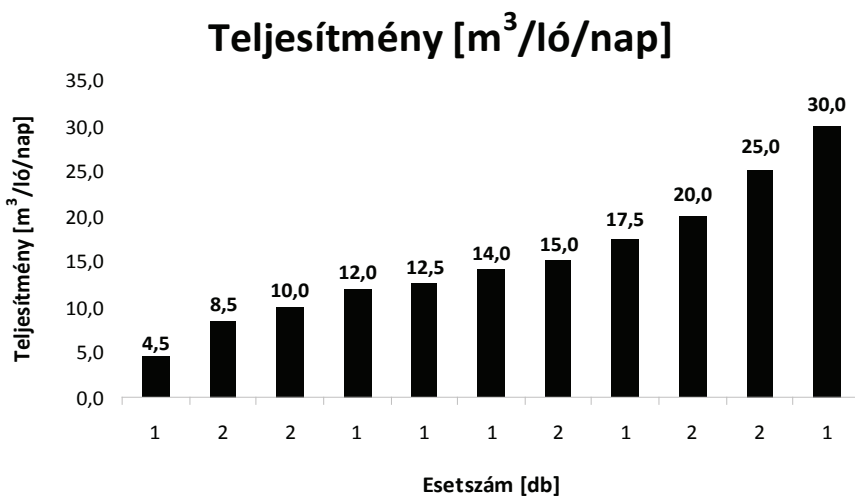
A következő eredmények és az összesítő táblázat (1. táblázat) a félig strukturált interjúk által vizsgált 16 vállalkozó adatainak az átlagos értékét mutatja. Az említett magánvállalkozó két különböző területe esetében mind a két választás figyelembe vettük a lovas közelítéssel érintett erdőterületek átlagszámításánál, de a többi érték (pl. teljesítmény, lófajta, lovak száma stb.) megegyezett a két területen, ezért ezen átlagok számításánál ezeket nem vettük figyelembe.

A lovak használata területi megoszlás szerint főként hegyvidéken jellemző, legfőképpen a nehezen feltárható és összefüggő erdőborítottsággal rendelkező területeken. A személyesen meglátogatott 17 helyszínből 15 védett természeti terület, és közülük 3 fokozottan védett terület. Ebből is kifolyólag a fogatos közelítést elsősorban ott alkalmazzák, ahol elsőbbséget élvez az erdő értékes faállománya, az újulat védelme, illetve a területen fellelhető természeti értékek, tehát a természetkímélő anyagmozgatási módszer a teljesítményorientált gépi közelítéssel szemben.

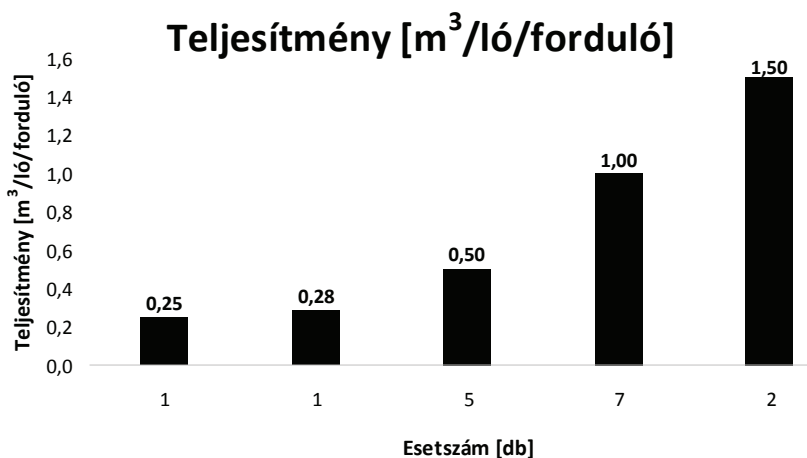
A lovas közelítéssel érintett átlagos területnagyság számításakor a Pécsi Parkerdő 80 hektárnyi egészségügyi fakitermelését nem vettük figyelembe, mivel ilyen nagyságú területen ritkán alkalmaznak lovakat. Ott a fakitermeléssel érintett fatömeg közel 2000 m³ volt, az 50%-ban elszáradt, beteg feketefenyők kitermelése miatt. Ha ezt a kiugró adatot nem vesszük számításba, akkor az átlagos terület nagysága, ahol lovas közelítést végeznek, 6,05 ha. A legnagyobb egybefüggő terület 23 ha, a legkisebb pedig 0,5 ha. Ezt fontos szem előtt tartani, mert a többi területen leggyakrabban gyéritést végeztek, a Pécsi Parkerdő esetében pedig egészségügyi fakitermelést egy egyedi esetben. Leggyakrabban törzskiválasztó és növedékfokozó gyéritések esetében kapnak megbízást a lovas vállalkozók, mert gazdaságosabb, mint gépi erővel, továbbá a lovak számára kímélőbb, mint az idősebb és nagyobb tömegű fák mozgatása (DOBOS és FARKAS 2013). Ezt az eredményt igazolja ANDRÉSINÉ és ANDRÉSI (2008) is. Ennek az az oka, hogy még az állomány fiatal, vékony és könnyű törzssel rendelkező. A gépek nehezen férnek a sűrűn álló fatörzsekhez, több kárt okoznának benne. Az ilyen, 10 és 50 év közötti korú fák tömegének mozgatása lovakkal még kivitelezhető. A 7 gyéritésen kívül 3 bontóvágás, 2 szálalóvágás, 1 fokozatos felújítóvágás, 1 szálalás és 1 egészségügyi vágás faanyagát közelítették fogattal. Ezen kívül 1 alkalommal lakossági gyűjtést és a szél által kidöntött fák közelítését hajtották végre. Kiemelendő kíméletességüket az is bizonyítja, hogy vannak olyan erdészetek, ahol a feketefenyő állományokban végzett közelítéshez kizárólag lovakat használnak az őshonos fák, pl. virágos kőris (*Fraxinus ornus*) újulatának védelme érdekében. Ez azért fontos, mert a lovak kisebb taposási kárt okoznak, így nem akadályozzák az őshonos csemeték növekedését és ezzel együtt az idegenhonos állomány természetes úton való kicserélődését.

A lovak teljesítménye több tényezőtől is függ. Ezek közé tartozik az időjárás, a domborzati viszonyok, a napi munkaóra száma, a ló fajtája vagy típusa, a takarmány, a kondíció és a velük dolgozó ember. Éppen ezért mozog széles skálán a lovak teljesítménye.

A terepi vizsgálat alapján egy ló napi teljesítménye 4,5–30 m³ között változik, átlagot számolva 15,5 m³ (1. ábra). Az egy ló által egyszerre elvonszolt rakomány térfogata pedig 0,25–1,5 m³ között mozog, átlagosan 0,81 m³ (2. ábra). A lovas faanyagmozgatás leggyakoribb módja a vonszolás, amely során a lóhoz rögzített hámfához láncsal, illetve kötéllel rögzítik a megmozgatni kívánt faanyagot. A 17 alkalomból egyszer löcsös szekérral is dolgoztak. Két dunántúli vállalkozó említette, hogy erdészeti közelítő kullóval (kétkerekű kézikocsi) is szoktak közelíteni, de ezek elterjedtsége csekély.



1. ábra Egy ló napi teljesítménye és előfordulásainak száma
 Figure 1. Daily average output capacity of a single horse and its frequency



2. ábra Egy ló által vontatott rakomány fordulónkénti térfogata és az előfordulások száma
 Figure 2. The quantity which is pulled by a horse for one round and its frequency

A meglátogatott vállalkozók közül legtöbben, 37%-uk alkalmaz sodrott lovakat. Ők előnyösnek tartják a sodrott lovak gyorsaságát, kisebb testméretét és ebből kifolyólag könnyebb manőverezési képességét. A vállalkozók 29%-a muraközi típust, 14%-a francia hidegvérűt, percheront használ. Megtalálhatóak még továbbá a magyar hidegvérű lovak 11%-ban, a belga hidegvérűek 6%-ban, és a nóniusz 3%-ban. Ők azért döntöttek a hidegvérű fajta mellett, mert azok nyugodt vérmérséklettel, hatalmas erővel és ellenálló képességgel rendelkeznek. A sodrott lovak hátrányának érzik a gyorsaságát és a könnyebb testméretét. Minden gazdálkodónál döntő érv a lovak használata mellett a megélhetés, kíméletesség és a lovak szeretete. 16 vállalkozó közül csak egy alkalmaz kumet

hámot (angolszász országokban elterjedt hámtípus), azonban a teher megoszlása és a ló testtömegének kihasználása szempontjából a kumet hám sokkal kedvezőbb lenne, mint a szügyhám.

1 . táblázat A lovas közelítéssel érintett erdőterületeken vizsgált tényezők és azok átlagai (2013. febr-okt.)
Table 1. Observed factors and averages of horse logging in the forests (feb-okt. 2013.)

Erdészet neve	Erdőterület nagysága (ha)	1 lóval 1 nap alatt közelített mennyiség (m ³)	1 lóval 1 alkalommal közelített mennyiség (m ³)	Alkalmazott lófajta/típus	Lovak száma (db)	Emberek száma (fő)	Természetvédelmi oltalom alatt
Egri	23,0	12,5	0,28	percheron	2+1	3	igen
Egri	5,5	17,5	1,50	magyar hidegvérű, sodrott	2	4	igen
Nagymarosi	7,4	20,0	1,00	sodrott	2	5	igen
Telkibányai	0,5	15,0	1,00	muraközi	2	3	igen
Telkibányai	2,5	10,0	1,00	nóniusz, magyar hidegvérű	2	3	igen
Pilisszentkereszi	4,5	15,0	1,00	belga és magyar hidegvérű	2	3	igen
Királyréti	5,5	25,0	0,50	belga hidegvérű	3	5	igen
Sásdi	2,5	12,0	0,50	sodrott	2	5	igen
Kemencei	7,5	8,5	1,00	sodrott	2	2	igen
Bajnai	15,9	4,5	0,50	sodrott, magyar hidegvérű	2	3	igen
Vasvári	5,0	30,0	1,50	sodrott, muraközi	2	3	nem
Bakonybéli	2,0	10,0	1,00	percheron	2	3	igen
Bakonybéli	3,0	8,5	1,00	muraközi	2	2	igen
Szombat-helyi	6,5	20,0	0,50	sodrott, muraközi	2	2	igen
Mátraszőlős	5,0	25,0	0,50	sodrott	2	3	igen
Cserépváralja	0,5	25,0	0,50	sodrott	2	3	nem
Pécsi Parkerdő	80,0	14,0	0,25	sodrott	1	2	igen
Átlag	6,05	15,5	0,81		2	3	

Következtetések

A telefonos adatgyűjtés, a terepi vizsgálatok és a szakirodalmak alapján a lovas közelítés elsődleges szerepe a fakitermeléssel érintett talaj, a visszamaradó állomány, és az újulat védelme. A talajt kisebb mértékű behatásnak teszi ki, mivel kisebb taposási kárral jár, mint a gépi közelítés. Ezzel csökkenteni lehet a bolygatást kedvelő inváziós fajok, pl. bálványfa (*Ailanthus altissima*) megjelenését is. A kisebb bolygatásnak köszönhetően nem akadályozza meg a csemeték növekedését sem, és ezzel együtt a felújulást sem. A visszamaradó állomány védelme abban bontakozik ki, hogy a lábon álló fáknak kevesebb tősérülést okoz, mivel a lovak manőverezési képessége jobb, és sűrű állományú erdőkben is használhatóak jelentős károkozás nélkül. Éppen ezért gyérítéseknél a lovas anyagmozgatás a legalkalmasabb.

Környezetvédelmi szempontból jelentős érv a lovak alkalmazása mellett, hogy nincs károsanyag-kibocsátásuk. Így nem szennyezik a talajt és a levegőt, nem növelik a levegő- és a talajszennyeződést, valamint a zajszintet. Nincs üzemanyag-fogyasztásuk, a számukra szükséges energiaforrás megtermeszthető a tulajdonos által is, tehát nincs szükség még hosszú távú szállításra sem. Ezzel megfelelnek a fenntartható gazdálkodás elveinek. A fogat egyik lényeges megkülönböztető tulajdonsága a gépektől, hogy olyan helyekhez is hozzáfér, ahová gépek már nem, anélkül, hogy számottevő nyomot hagyna maga után. Egy másik lehetőség a lovak használatában az őshonos, igavonásra alkalmas lófajták, mint például a magyar hidegvérű és muraközi génmegőrzése. Az előbb említett előnyök miatt a lovak használatának jelenleg a természetvédelmi oltalommal rendelkező területeken van jelentősége, hiszen ott a természeti értékek megőrzése az elsődleges. További érv a ló használata mellett, hogy a csikóztatásból többletbevételre lehet szert tenni.

Hátránya leginkább a teljesítményben fejeződik ki, ugyanis adott idő alatt kevesebb térfogatú faanyagot képes közelíteni, mint a gépek. A vállalkozók szempontjából hátrányos, hogy fizetésük teljesítménybérben van meghatározva, mivel több időbe telik az adott faanyag mozgatása lóval. Ezzel szemben a lovas közelítés lényege nem a teljesítményben, hanem a kíméletességben gyökerezik. Ezért megélhetésükhöz nagyban hozzájárulna, és létszámukat növelné, ha a múlthoz hasonlóan bérmódosító tényező lenne a megtett távolság és a nehéz terepviszony. További hátránnak tartják, hogy a lovakat el kell tartani, etetni és foglalkoztatni kell őket, még munkaszüneti napokon is. Ezt már nehezen tartják beilleszthetőnek a mai életvitelbe. Sokszor nehezíti a körülményeket, ha a fakitermelés helyszíne már lábon, szekéren nem közelíthető meg. Ebben az esetben olyan szállást kell találni, amely a lovak számára is megfelelő, azonban az ilyen erdei munkásszállások, tanyák és falusi fogadók száma csökkenő tendenciát mutat. Néhányan ezt lószállítóval, vagy platós teherautón kialakított lószállító fülkével oldják meg, ami többletköltséghez vezet. Kiegészítő jövedelmet kell keresniük a vegetációs időszak alatt, amikor nem lehet fakitermelést végezni. Végül a lóhoz értő emberek és a megfelelő lófajták hiánya is akadályozza a lovas közelítés elterjedését. Fontos tényező még, hogy a lóhoz értő szakemberek kiöregedtek, kihaltak, így kevés lehetőség áll rendelkezésre a tudás átadásához. Ezt az űrt hivatott betölteni a Dunántúli Agrár-szakképző Központ (DASZK) Móricz Zsigmond Mezőgazdasági Szakképző Iskola és a Kaposvári Egyetem az erdészeti fogatos képzés elindításával.

Indokolt a lóvontatású erdészeti közelítő eszközök fejlesztése és korszerű használata, mivel ezek megkönnyítik a lovak munkáját és ezzel növelik a teljesítményüket. Vannak olyan közelítő eszközök, amelyek szintén kíméletesek az állomány tekintetében, de nagyobb rakodó felülettel rendelkeznek, és emellett megkönnyítik a teher kihúzását. Példaértékű módon Nyugat- és Észak-Európában korszerű, modern közelítő eszközökkel segítik a lovak munkáját, növelve ezzel a teljesítményüket (http1). Ilyen eszközök fejlesztése és gyakorlati megvalósítása szintén ajánlatos Magyarországon is.

Az, hogy a lovakkal közelíthetővé válnak olyan erdőrészek is, amelyeket gépekkel már nem lehet kitermelni, nézőponttól függően nemcsak előnyként, hanem hátrányként is felfogható, hiszen az eddig hozzáférhetetlennek tartott, és emiatt akár vadonszerű állapotban megmaradt állományokban megjelenhet a ló közvetítésével az emberi tevékenység.

Köszönetnyilvánítás

Külön szeretnénk köszönetet mondani Varga Bélának, aki a kutatás elejétől fogva (nemcsak) a témában látott el hasznos tanácsokkal és nélkülözhetetlen információkkal. Köszönettel tartozunk Kovács-Mesterházy Zoltánnak számos szakirodalom rendelkezésre bocsátásáért és célravezető javaslataiért. Végül köszönjük a terepi kutatások során kapott adatokat és tapasztalatokat a vállalkozóknak, a kapcsolattartó kerületvezető erdészeknek, erdészeti igazgatóknak és erdőgondnokoknak. Jelen kutatást a Kutató Kari Kiválósági Támogatás – Research Centre of Excellence – 17586-4/2013/TUDPOL támogatta.

Irodalom

- ANDRÉSINÉ AMBRUS I. 2008: Erdőhasználatlan I. 204 p., 11.,14., 25.p.
- ANDRÉSINÉ AMBRUS I., ANDRÉSI P. 2008: Erdőhasználatlan II. FVM Vidékfejlesztési, Képzési és Szaktanácsadási Intézet, Budapest, 188 p., 8–9., 25–32., 51–54.p.
- DUDÁS B. 2013: Igávonók a fakitermelésben. A mi erdőnk. 3. évf. 1. szám, 25.p.
- FIRBÁS O. 1996: Erdőhasználatlan I., Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest, 260.p., 109. 156–157., 236–239., 248–249.p.
- HEGYI I. 1978: A népi erdőkielégési történeti formái. Akadémiai Kiadó, Budapest, 318 p., 64–76.p
- HÉRA G., LIGETI GY. 2010: Módszertan – Bevezetés a társadalmi jelenségek kutatásába. Osiris Kiadó, Budapest, 371 p., 143–171.p
- HÉRA G., LIGETI GY. 2010: Módszertan – Bevezetés a társadalmi jelenségek kutatásába. Osiris Kiadó, Budapest, 371 p., 143–171.p
- KÁLDY J. 1970: A traktoros anyagmozgatás helyzete és fejlesztési kérdései az erdőgazdaságban. Az Erdő, 19. (105): 325–326.
- KERESZTESI B. 1964: Az Erdészeti Tudományos Intézet 1963. évi munkájáról. Az Erdő, 13(3): 121.
- KERESZTESI B. 1971: Magyar erdők. Akadémiai Kiadó, Budapest, 431 p.,128–129.
- KERESZTESI B. 1982: Magyar erdőszet 1954-1979. Akadémiai Kiadó, Budapest, 390 p., 28–29., 156., 170–172., 345.p.
- PETTKŐ-SZANDNER T. 1996: A magyar kocsizás. Bíró Miklós Nyomdai Műintézet Rt., Budapest, 287 p., 14.p.
- RAJCZI B. 2010: Zöld technológia az erdőkben. Kistermelők Lapja. 54(4): 42.
- RAJCZI B. 2010: Lóval a XXI. században! Kistermelők Lapja. 54(6): 42–43.
- SZEPESI L. 1970: Az Erdő. 19. (105) 12: 538. p
- VALLÓ L. 2012: Újra együtt a lóval. Szabad Föld Kalendárium VIII. évf., Geomédia Kiadó Zrt., Budapest, 256 p., 113. p.
- VARGA F. 2001: Erdővédelemtan. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest, 293 p. 130–131., 198.

http1: <http://www.heavyhorses.net/Pages/equipment.htm> (elérés: 2014. 02. 17.)

STATE OF HORSE LOGGING, A SUSTAINABLE TIMBER TRANSPORTATION METHOD
IN HUNGARIAN FORESTS

CS. FICSOR, Á. MALATINSZKY

Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management
H-2103 Gödöllő, Péter K. 1., Hungary, e-mail: csilla.ficsor@gmail.com; Malatinszky.Akos@kti.szie.hu

Keywords: horse logging, transport, nature friendly, environment friendly, forestry

Horse logging has been a usual process in forestry before the mechanization of forestry operations (1955), but has almost been forgotten for today. Data was collected on-the-spot, via semi-structured interviews with contractors who deal with horse logging. All the 116 state forestries were contacted by phone, preparing a map on the frequency of horse logging in the state forest areas. Altogether 16 contractors have been observed personally, asking how they use animal power in practice. 15 of them were actually working in nature protected forest areas. The field observations were made to achieve the following goals: to evaluate the viewpoint of decision making on the use of horses, the advantages and disadvantages of horse logging, to collect the experience of the contractors, in addition to observe the used horse breeds and types. 30 out of 116 forestries employ contractors who use horses for logging timber. This is 25.86 % of all the forestries. 7.76 % of forestries have reported that horse logging is used only occasionally. The most common occasion when horses are used is young (between 10 and 50 years old) forest stand that is already selected. The reason for this is that its timber weight less and the stand is too dense at this age to be logged by machines. In these stands, horses could work efficiently and manoeuvre easily. The most commonly used horse type is the cross-breeding of warm-blooded and cold-blooded horse, with a rate of 37%. Commonly used horse breeds and types in the forests are *muraközi*, *percheron*, *nóniusz* and the *Hungarian cold-blooded horses*. Daily average output capacity of a single horse is 15.5 m³. The average quantity which is pulled by a horse for one round is 0.81 m³. Altogether there are only 3 forestries that use their own horses and the contractors shall hire them. For every contractor the reason to use horses is tradition and harmless work. The most common way to make the timber move is to drag it with a chain or a rope to the horse. The main advantage of this method is that it is harmless for the topsoil, the wood stand and saplings. Its environmental significance is that no harmful substance emission occurs, no harmful fuel presents and the forage consumed by the horses can be produced by the contractors or the locals as well. The disadvantages are that the output capacity of horse logging is less than that of the machines, there are few people who have knowledge, will and ability to work with horses, moreover, working with them requires a special way of life.

PERKÁTA–FORRÁS-DŰLŐ BRONZKORI FÖLDVÁR ÉS KÖRNYEZETÉNEK TÁJHASZNÁLATINTENZITÁS-VIZSGÁLATA

KRAUSZ Edina¹, SALÁTA Dénes², BIDLÓ András¹, PETŐ Ákos³

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Környezet- és Földtudományi Intézet

9400 Sopron, Bajcsy Zs. u. 4., e-mail: zsanszian@gmail.com, abidlo@emk.nyme.hu

²Szent István Egyetem, Mezőgazdaság és Környezettudományi Kar, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet

2100 Gödöllő, Péter Károly u. 1., e-mail: Salata.Denes@kti.szie.hu

³Magyar Nemzeti Múzeum, Nemzeti Örökségvédelmi Központ, Leletdiagnosztikai Laboratórium

1113 Budapest, Daróci út 3., e-mail: peto.akos@mnm-nok.gov.hu

Kulcsszavak: földvár, tájtörténet, régészeti talajtan, tájhasználat intenzitás, Perkáta

Összefoglalás: A perkáti Forrás-dűlő középső bronzkori földvár és környezete adja a központi elemét annak az átfogó környezet- és településtörténeti vizsgálat-sorozatnak, amely a Magyar Nemzeti Múzeum Nemzeti Örökségvédelmi Központ és a Szent István Egyetem Környezet- és Tájgazdálkodási Intézetének részvételével indult el. A projekt egyik kiemelt célja, hogy a földvár és közvetlen környezetének tájhasználat-intenzitását vizsgálja, valamint környezet- és tájtörténetét feltárja. Jelen dolgozat a rendelkezésre álló történeti térképek és légifotók térinformatikai környezetben történő feldolgozásán keresztül a 18. századtól napjainkig eltelt mintegy 300 éves időszak tájhasználat-történetét szemlélteti. A tájtörténeti vizsgálat eredményei arra engednek következtetni, hogy a változatos geomorfológiával rendelkező kistáj különböző térszínein eltérő és differenciált tájgazdálkodás folyt, és a lassan terjeszkedő intenzív szántóföldi növénytermesztés nem érintett minden területet ezen a mezőföldi tájon. Több olyan pontot sikerült azonosítanunk, amelyek nehéz megközelíthetőségük miatt kikerültek az intenzív mezőgazdálkodás látóköréből. A Cikola-víz völgyének tájtörténete, valamint tájhasználat-intenzitás vizsgálata iránymutatóként szolgálhat a régészetileg érintett területek lehetséges bolygatottságának megítélésében is. Az írásos és térképi felmérés alapján lehetővé válik, hogy egy-egy régészetileg érintett terület lehetséges változásának és pusztulásának folyamatát rögzítsük.

Bevezetés

A Cikola-víz völgye régészeti szempontból kiemelkedő terület, az őskortól kezdve folyamatosan lakott volt. Az egyes régészeti korokban itt élt kultúrák különböző mértékben használták, változtatták környezetüket mindennapi (élet)tevékenységük során. A völgy első intenzív településtörténeti korszaka a bronzkorra esik (ca. 2600/2500–900/800 cal BC). Ezt az időszakot a Vátya (ca. 2000/1900–1500/1450 cal BC), a halomsíros (ca. 1500–1250 cal BC), és az urnamezős (ca. 1250–800 cal BC) kultúrák képviselik. A Perkáta határában elhelyezkedő Forrás-dűlő földvár is a középső bronzkori Vátya kultúra emlékét őrzi. A Kárpát-medence történelmének ebben az időszakában a korábbi extenzív, állattartással párosított irtásos földművelés és a gazdag természeti erőforrások miatt demográfiaileg megnövekedett közösségek letelepedésével számolnak. Ez a folyamat magával vonta a helyben lakás eredményeképpen felhalmozódó települési rétegekből álló telkek kialakulását is. A Vátya kultúra nem csak többretegű lakódombokat (tell), de erődített földvárakat, illetve ezekhez kapcsolódó horizontális, nyílt telepeket is létre hozott (VICZE et al. 2005, JAEGER és KULCSÁR 2013, REMÉNYI 2013). A Cikola-víz völgyében ismert földvárak esetében több alkalommal megfigyelhető volt, hogy a löszplató nyugati irányban leszakadó peremén megtelepedett emberi közösségek mesterséges árokkal választottak le egy ún. „kiszvár” részt a nagyobb, nyílt telepektől (1. ábra).



1. ábra A perkátai táj. A nyugat felé leszakadó löszfalak peremi sávja számos bronzkori megtelepedés nyomát rejt. A löszplató kiterjedt, mezőgazdaság által hozzáférhető térségein intenzív szántóföldi növénytermesztés zajlik. (Fotó: Reményi László, MNM NÖK).

Figure 1. The landscape of Perkáta. Numerous Bronze Age sites are located on the western periphery of the Mezőföld loess plateau in the vicinity of Perkáta. The accessible territories of the loess plateau are utilized by intensive agricultural practice. (Photo: László Reményi, MNM NÖK).

A sokszor megközelíthetetlen „kiszvárok” rejtik, illetve rejthetik a bronzkori közösségek életvékenysége által elfedett talajok, illetve kultúrrétegek környezettörténeti szempontból felbecsülhetetlen értékű rétegeit (PETŐ et al. 2013), éppen ezért okkal merül fel a kérdés, hogy kimutatható-e tájhasználat-intenzitási különbség a nehezen hozzáférhető „kiszvár”, valamint az intenzív mezőgazdálkodás által hozzáférhető horizontális telepek között?

A Perkáta–Forrás-dűlő földvár képezi a Magyar Nemzeti Múzeum Nemzeti Örökségvédelmi Központ és a Szent István Egyetem Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet részvételével indult átfogó környezet- és településtörténeti vizsgálatsorozat egyik központi elemét képezi. Ennek keretében komplex táj- és környezettörténeti értékelés készül a földvár, illetve közvetlen környezetének történeti területhasználat-változásáról. A projekt további célja, hogy a Cikola-víz völgyére nézve feltárja annak tájhasználat intenzitás-változását és felmérje a területet bolygatottságát (SALÁTA et al. 2014).

A Forrás-dűlő földvár használatának bronzkor óta eltelt időszakában a tájtörténeti változások felmérésére és kiértékelésére korszakonként különböző megközelítésmódot kell alkalmaznunk. Ahhoz, hogy a 4 ezer évvel ezelőtti, bronzkori területhasználat rekonstruálásától a modern kori állapotokig eljussunk, és a lezajlott folyamatokat teljes egészükben láttathassuk, komplex táj- és környezettörténeti módszerek alkalmazására van szükség. A Cikola-víz völgyében a mezőgazdasági művelés pusztító hatását elkerülő egyes régészeti lelőhelyek – hangsúlyosan a Forrás-dűlő – eltemetett talajai és kultúrrétegei fontos információhordozói a bronzkor óta eltelt időszak környezetváltozásainak (PETŐ et al. 2013, SALÁTA et al. 2014). Ugyanakkor a 4 ezer évvel ezelőtti állapotok vizsgálatát érdemes kiegészíteni – régészeti léptékekben gondolkodva – a közelmúlt eseményeinek pon-

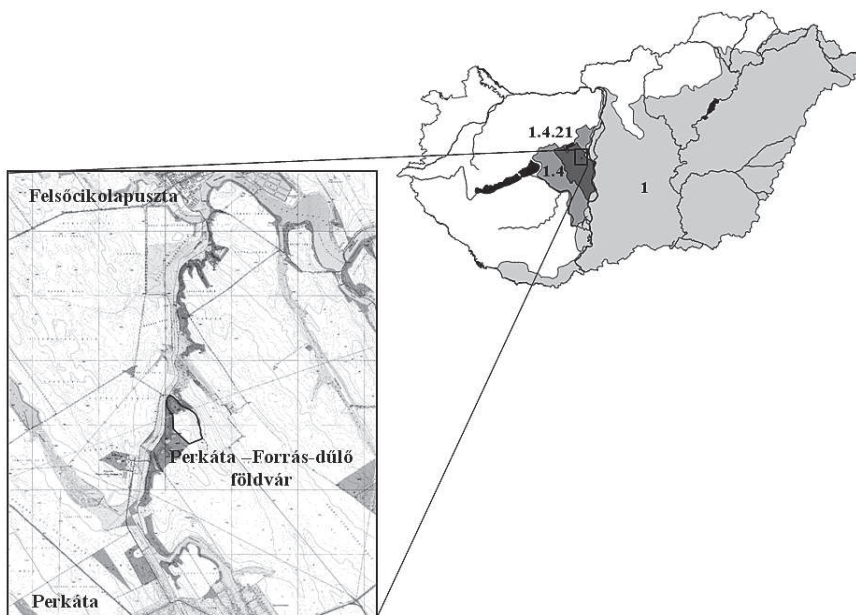
tos feltárásával, hiszen az elmúlt két évszázad írásos és térképi forrásainak feldolgozása nem csak táj- és környezettörténeti információkat hordoz, hanem kaput nyit a régészeti lelőhelyeken végbement változásokra is. Ezen túlmenően segít abban, hogy meghatározzuk az egyes lelőhelyek által hordozott környezettörténeti információk értékét és valószínűségét.

A fent említettek nyomán ez a munka arra tesz kísérletet, hogy a környezet- és településtörténeti vizsgálatok által érintett terület elmúlt két évszázadának tájhasználat-változását leírja, rögzítse, és térinformatikailag feldolgozható környezetben elemezhetővé tegye.

Anyag és módszer

A vizsgálati terület lehatárolása

A vizsgálati terület – a Cikola-víz völgyének Felsőcikolapuszta és Perkáta közötti szakasza – az Alföldön, a Mezőföld középtájban, a Közép-Mezőföld kistájban fekszik (2. ábra) (MAROSI és SOMOGYI 1990). A kistáj 97 és 204 m tszf-i magasságú, lösszel fedett hordalékkúpság, szerkezetileg nagyjából két egyenlő részből, a Pentelei-lösszplatóból és a Sárbogárdi-lösszplatóból áll (DÖVÉNYI 2010). A Perkáta a Mezőföld mérsékelt meleg, száraz éghajlati körzetéhez tartozik, a leggyakoribb szélirány az északnyugati.



2. ábra A vizsgálati terület, valamint Perkáta–Forrás-dűlő bronzkori földvár elhelyezkedése a Cikola-víz völgyében (KRAUSZ et al. 2013 nyomán módosítva). Megjegyzések: 1 – Alföld; 1.4 – Mezőföld; 1.4.21 – Közép-Mezőföld (földrajzi tájak számozása Marosi és Somogyi 1990 nyomán); térképi adatbázis: OTAB és 1:10 000 méretarányú EOVS topográfiai térképek (FÖMI).

Figure 2. The target area of the historic landscape analysis and the location of Perkáta–Forrás-dűlő Bronze Age fortified settlement in the Cikola valley (modified after KRAUSZ et al. 2013).

Notes: 1 – Great Hungarian Plain/Alföld; 1.4 – Mezőföld; 1.4.21 – Middle Mezőföld (numeration of the geographical regions follows MAROSI és SOMOGYI 1990); cartographic database: OTAB and 1:10 000 scale EOVS topographic maps (FÖMI).

A terület vízjárás szempontjából száraz, vízhiányos. Az évi csapadékösszeg 540–580 mm (de van, ahol az 540 mm-t sem éri el). A kistájban csak kisebb felszíni vízfolyások vannak, területének kétharmad része a Cikola-víz vízgyűjtő rendszerén keresztül a Duna irányában lecsapolódik. A talajvíz a löszhátak alatt 4–6 m mélyen, az alacsonyabb felszíneken 2–4 m-en, míg a völgytalpakon 2 m felett található.

A löszön és löszös talajképző kőzeten nagyrészt mészlepedékes csernozjom képződött, míg Dunaföldvár felé, ÉNY–DK irányban kis homokhátak futnak végig a tájban, ezeken humuszos homoktalajok és homokos barnaföldek is vannak (STEFANOVITS et al. 1999). A löszös alapkőzeten képződött, vályog mechanikai összetételű talajok kedvező termékenységűek, ezek alakítják a Mezőföldet mezőgazdasági kultúrtájjá (DÖVÉNYI 2010) (3. ábra).



3. ábra Perkáta–Forrás-dűlő lelőhely horizontális telepe. Ma kiterjedt szántóföldi művelés zajlik a területen, amelynek következtében a terület talaja folyamatosan pusztul és felszínre kerülnek a régészeti jelenségek.
(Fotó: Reményi László, MNM NÖK)

Figure 3. The horizontal, open-air settlement part of Perkáta–Forrás-dűlő archaeological site.

This territory is utilized as an extended and intensive plough-land for many decades, which results in the degradation of the soil cover and the disturbance and removal of *in situ* archaeological heritage
(Photo: László Reményi, MNM NÖK).

Módszertan

A tájtörténeti vizsgálatokkal és a tájtörténeti kutatások módszertanával kapcsolatban SALÁTA (2011) három, Körös-Maros Nemzeti Park-beli terület tájváltozásával kapcsolatos munkája, valamint BÍRÓ et al. (2009) tanulmánya szolgáltatott alapot, amelyben írott és térképi források alapján az alföldi erdők 18. század végi, 19. század eleji állapotát tárták fel. A tájhasználat-történet módszertanára vonatkozóan BÍRÓ (2006) vegetációrekonstrukciók során alkalmazható módszertani leírását vettük alapul. A külföldi szakirodalom tekintetében BÜRGI et al. (2004) munkája új fogalmi és módszertani irányokat kínált a tájváltozások háttérében álló folyamatok megismeréséhez. Ezen túlmenően VOS et al. (1999), a modern ember tájakra gyakorolt hatásainak becslését taglaló tanulmánya, szolgáltatott módszertani alapot a vizsgálatainkhoz. Ehhez kapcsolódik AGNOLETTI (2007) és TOMA et al. (2010) 19. századi tájtalakítással foglalkozó munkája is.

A mintaterület általános tájhasználat-történetének leírása írott dokumentumok segítségével – úgy, mint történeti leírások (SZAKÁLY 1997), monográfiák (FARKAS 1991), kéziratok (ÁDÁM *s.a.*); – és vizuális források – úgy, mint légifelvételek (L34-26-D-a (1953-193/70, 1955-312/35, 309/178, 1978-8265/9070, 1986-6421/3749, 1987-7-318/9343),

valamint L34-26-D-c (1953-193/57, 1955-313/17, 313/18, 1978-9271, 9273, 1986-3747, 1987-7-818/9342 (HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára)), történeti térképek (Első Katonai Felmérés, 1783, XII/23. és XIII/24. szelvények, MA: 1:28800 (ARCANUM 2004); Második Katonai Felmérés, 1858, XXXI/54. szelvény, MA: 1:28800 (TIMÁR et al. 2006)); Harmadik Katonai Felmérés, 1882, 5161/2-4. és 5162/1-3. szelvények, MA: 1:25000 (BISZAK et al. 2007)); topográfiai térképek a II. Világháború időszakából, 1940–1944, 5161/K és 5162/NY szelvények, MA: 1:50000 (TIMÁR et al. 2008, HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára) és az 1:10 000 méretarányú EOVS topográfiai térkép (szelvénytípusok: 45-111, 45-112, 55-331, 55-332, 55-333, 55-334, forrás: FÖMI) – alapján történt, amelyeket archív adatokkal bővítettünk. A térképek és légifotók térinformatikai feldolgozását, georeferálását és digitalizálását Quantum GIS (QGIS) Desktop 1.8.0 'Lisboa' programmal végeztük, amelyet a térképi, a tájtörténeti és a légifotók adatainak összevetése követett.

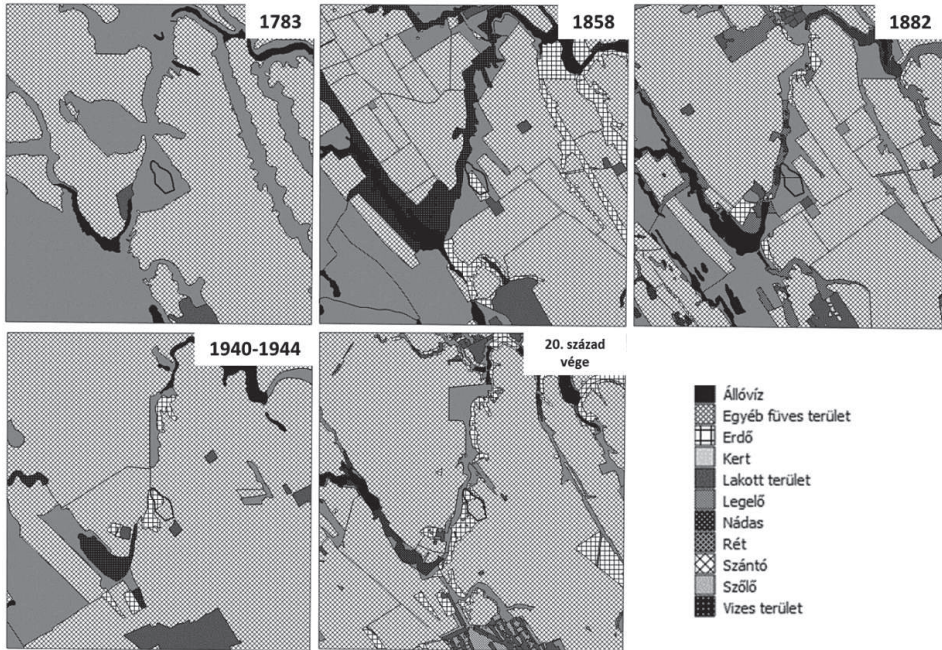
Eredmények és megvitatásuk

A vizsgálati terület általános tájhasználat-története, valamint tágabb környezethasználat-történeti gerince alapján a Forrás-dűlő földvár és egyben a mintaterület a 14. századtól ismert. Először a török időkben került említésre (FARKAS 1991). A Cikola-víz közelségéből feltételezhető, hogy állattartásra alkalmas gyepek lehettek itt. Ezeket, a források alapján először szarvasmarhák legelőiként hasznosították, majd a súlypont áttolódott a juhtenyésztésre (FARKAS 1991). Érdekességként megemlítendő, hogy a Fejér megyei levéltár történeti évkönyvének beszámolója szerint a török időkben az adonyi és a perkátai határ megállapításakor a meder mentén több halom állt, amelyeket ősidők óta határhalmokként használtak. A leírás alapján vélhető, hogy a Forrás-dűlő földvárat „*sas fészkes határnak*” vagy „*hanga fás határnak*” nevezhették (FARKAS 1991).

Az Első Katonai Felmérés készítésének idejétől kezdve (1783) a 19. század végéig legelők, vizes területek és rétek váltogatták egymást a Cikola-víz mentén (4. ábra). Az 1783-as felmérés idején a vizsgálati terület több mint felét szántó művelési ágban hasznosították, a szántók két-három nagyobb, összefüggő területet alkottak. Ezek között a Cikola-víz mentén legelők húzódtak. Későbbiekben, a Második Katonai Felmérés tanulsága szerint a 19. század közepén, a földvár középső és délnyugati, nagyobb kiterjedésű területén fás vegetáció állt (4. ábra). Az Első és a Második Katonai Felmérés közötti hétéves időszak alatt a szántók aránya lényegében nem változott. A Harmadik Katonai Felmérés elkészültére (1882) a földvár területe teljes egészében legelőként funkcionált, eközben tőle délnyugati és délkeleti irányban elhelyezkedő területeket lakták. Ezt a változást a tájtörténeti adatok is alátámasztják, mivel a lakosság egyre nagyobb hányada költözött külterületi részekre gazdálkodás céljából. Az 1830-as évektől pedig Perkátán megnövekedett az állattartás jelentősége, amely leginkább a juhtenyésztésre koncentrált. A három Katonai Felmérés szelvényei alapján, az időben előre haladva, a legelők aránya fokozatosan csökkenő értékeket mutat (36% → 17%) (5. ábra).

A II. Világháború idejére a legelők és erdők aránya jelentősen csökkent, amely a szántó művelési ág jelentőségének megnövekedésével áll összefüggésben (4. és 5. ábra). A vizsgálati területen belül a legelők aránya ekkora az összfelület egytizedét adja csupán. A Forrás-dűlő földvár mesterséges árokkal elkerített ún. „kisvár” részének beerdősülésé-

vel szemben a nagy földvából szántót alakítottak ki, ezzel megszűnt korábbi legelő funkciója. Eközben a Cikola-víz völgyében más tájhasználati kategóriába eső foltok jelentek meg, amelyek elhelyezkedésük által a vizsgálat során előtérbe kerültek.

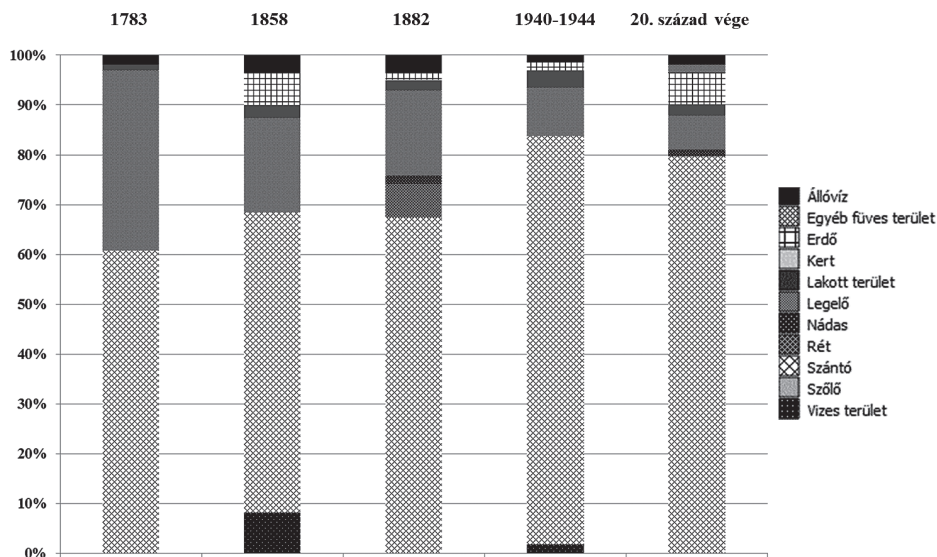


4. ábra A vizsgált terület és közvetlen környezetének tájhasználat változása 1783-tól napjainkig [1783: XII/23 és XIII/24 szelvények, MA: 1:28 800 in ARCANUM (2004); 1858: XXXI/54. szelvény, MA: 1:28 800 in TIMÁR et al. (2006); 1882: 5161/2-4. és 5162/1-3. szelvények, MA: 1:25 000 in BISZAK et al. (2007); 1940-1944: 5161/K és 5162/NY szelvények, MA: 1:50 000 in TIMÁR et al. (2008); 20. sz. vége: EOVS topográfiai térképek, szelvénytípusok: 45-111, 45-112, 55-331, 55-332, 55-333, 55-334, MA: 1:10 000] Forrás: HM Hadtörténelmi Intézet és Múzeum Térképtára, FÖMI

Figure 4. Landscape changes of the examined area between 1783 to present days.

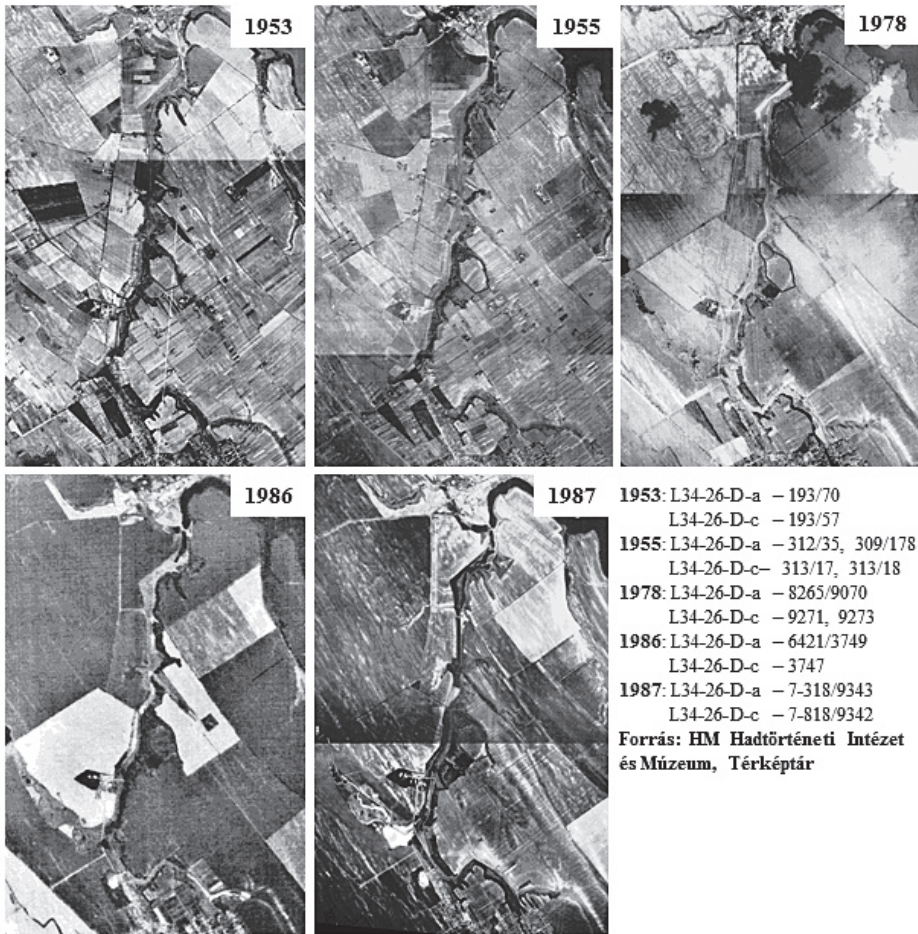
[1783: map sheets XII/23 and XIII/24, scale 1:28 800 in ARCANUM (2004); 1858: map sheet XXXI/54., scale 1:28 800 in TIMÁR et al. (2006); 1882: map sheets 5161/2-4. and 5162/1-3., scale 1:25 000 in BISZAK et al. (2007); map sheets 1940-1944: 5161/K and 5162/NY, scale 1:50 000 in TIMÁR et al. (2008); end of 20th century: EOVS topographic maps, sheet codes: 45-111, 45-112, 55-331, 55-332, 55-333, 55-334, scale 1:10 000] Source: HM Hadtörténelmi Intézet és Múzeum Térképtára, FÖMI.

A rendelkezésünkre álló légifotók a 20. század második feléből mintegy három évtizedet ölelnek fel (1953–1987; 6. ábra). Összevetésük alapján elmondhatjuk, hogy ezek a kiemelkedő, jellegzetes vonalvezetésű térszínek mentén megfigyelt foltok a 20. század második felére erdős és vizes területekként jelennek meg újra, és belenyúlnak a szántóföldekbe. A Cikola-víz völgyében elhelyezkedő és ismert régészeti lelőhely, mint például a Forrás-dűlő, közvetlen környezete intenzíven használt tájjá alakultak át ebben az időszakban (6. ábra).



5. ábra Az egyes területhasználatok arányának változása 1783-tól napjainkig.
Figure 5. Relative changes of the different land-use types between 1783 and present day.

A három évtized alatt a művelési ágak aránya megközelítőleg azonos maradt. A Cikola-víz menti erdős foltokat az eltelt időszakban végig szántók vették körül. A kiemelkedő térszínnek erdőborítottsága kismértékű csökkenést mutatott, de a legkevésbé változó felszínformákat folyamatosan fás vegetáció borította, ami nehezebb megközelíthetőségükből is következhet. A Forrás-dűlő ún. „kisvár” része, valamint az ehhez kapcsolódó horizontális telep területe végig azonos területhasználati kategória alá tartozott. A „kisvár”-at fás vegetáció borította, míg a horizontális telepen szántóföldi művelés folyt. Az utolsó, 1987-es légifelvétel és a mai állapotok közötti lehetséges változásokat a Google Earth műholdfelvételével való összehasonlítással és a terepbejárásokon tapasztaltak segítségével állapítottuk meg (1. és 3. ábra), amely szerint a mintaterületen továbbra is nagytáblás szántóföldi művelés folyik, valamint a beerdősödött foltokat nagyobb változás nem érte. Az elemzések alapján feltételezhetően csak az 20. században érhetett őket komolyabb, tájhasználatból származó hatás. Fontos kiemelni, hogy ezek a foltok egybeesnek a leelőhelyek elhelyezkedésével, továbbá ezek a vizsgált mintaterület állandóbb területhasználati részei. Ha ezt a lehetőséget, valamint ebből adódóan a feltételezhető talajbolygatottság mértékét összevetjük a régészeti terepbejárások eredményeivel és információjával, akkor kiderül, hogy milyen az esélye az adott foltokon található régészeti jelenségek *in situ* előkerülésének.



6. ábra A vizsgált terület és közvetlen környezete a HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtárában található archiv légifotókon.

Figure 6. The examined area displayed on archive satellite images
(Source: HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára)

Következtetések és javaslatok

A bennük szereplő nevek kapcsán (Forrás-dűlő esetében pl. Pogány Árok, Cserepes stb.) kapcsán a tájtörténeti leírások fontos információval segíthetik egy adott táj történetiségének megértését. A megelőző korokban ott élt emberek helyszíni megfigyelései a jellegzetes képződményekről, táji és tájképi elemekről, valamint objektumokról jelzésértékűek a tájtörténeti kutatások szempontjából (BARCZI et al. 1999). Ha a környék történetére vonatkozó leírásokban többször is megjelenik ugyanaz az elnevezés, akkor pontosabban nyomon követhetővé válik a mintaterület változása az eltelt időben. A 18. századtól készült katonai felmérésekkel, valamint területhasznosítási szempontú feldolgozásukkal

összevetve további értékes információhoz juthatunk az adott mintaterület múltbéli hasznosításával kapcsolatban (TÓTH és CENTERI 2008).

Vizsgálataink kiegészíthetők a topográfiai térképek és légifelvételek feldolgozásával, így kiszélesített időskálán láthatóvá válnak azok a foltok, amelyek a mintaterületen belül időben a tájhasználat alakulása, formálódása során a legkevesebbet változtak. Ezen információk nemcsak a tájhasználat-intenzitás szempontjából fontosak, hanem kiegészítő adatként szolgálnak a talajállapot bolygatottságára vonatkozóan is (BARCZI et al. 2006, DEMÉNY és CENTERI 2008). Ez a körülmény döntő befolyással bír a régészeti emlékek és jelenségek *in situ* fennmaradásának szemszögéből. A Forrás-dűlő földvár környezetének nagy részét (ezzel együtt a mintaterület nagy részét is) az elmúlt két évszázad folyamán fokozatosan szántó művelési ágba vonta az ember, így a talajbolygatás kapcsán megnőtt a régészeti leletek felszínre kerülésének esélye (pl. számos terepbejárás alkalmával csontokat, edénytöredékeket, megmunkált kőeszközöket találtunk a szántón) (1. és 3. ábra). A jellegzetes felszínformák és speciális esetekben a bronzkori népesség tájformáló szerepe ugyanakkor meggátolták az ún. „kisvár” művelésbe vonását. Hasonló esetben felmerülhet, hogy a tájtörténeti és tájhasználat-intenzitási vizsgálatok olyan ismereteket hoznak a felszínre, amelyek alapján egy-egy környezetrégészeti vizsgálatosorozat adatai is könnyebben, pontosabban értékelhetők (SALÁTA et al. 2013).

A földvár vizsgálata során adottá vált egy ideális időlépték, amely tájtörténeti vizsgálatokkal párosítva alapot adhat más lelőhelyekre is alkalmazható, széles időskálát felölelő tájhasználat intenzitás-vizsgálati módszer kidolgozására. Ha a vizsgálat során bemutatott módon digitalizált és tájtörténeti szempontból feldolgozott térképek összevetésre kerülnek az előzetes terepbejárások tapasztalataival, azaz a felszínen talált leletek arányával, elhelyezkedésével, szóródásuk mértékével, akkor lehetőség nyílik egy valószínűségi skála felállítására. Mivel a talajbolygatottság és a régészeti lelőhelyek állapota között szoros összefüggés mutatkozik, ezen módszer segítségével más vizsgálati területek előzetes tájtörténeti elemzésekor és feldolgozásakor következtetni lehet a vélhetően kevésbé bolygatott régészeti lelőhelyekre, így ez a megközelítési mód akár döntéstámogató szereppel bírhat ökonómiai jellegű kérdésekben is.

Köszönetnyilvánítás

A munkában nyújtott segítségért köszönet illeti Reményi László és Schilling László régészeket (Magyar Nemzeti Múzeum, Nemzeti Örökségvédelmi Központ) és a HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtárát.

Felhasznált irodalom

- ÁDÁM L. s.a.: Fejér megye településeinek természetföldrajzi leírása. Kézirat. Fejér Megyei Levéltár, Kézirattár.
- AGNOLETTI M. 2007: The degradation of traditional landscape in a mountain area of Tuscany during the 19th and 20th centuries: Implications for biodiversity and sustainable management. *Forest Ecology and Management* 249 (2007): 5–17.
- BARCZI A., FÜLEKY Gy., GENTISCHER P., NÉRÁTH M. 1999. A Tihanyi-félsziget mezőgazdasági hasznosíthatóságának talajtani alapjai. *Növénytermelés* 48(3): 301–310.
- BARCZI A., TÓTH T.M., CSANÁDI A., SÜMEGI P., CZINKOTA I. 2006. Reconstruction of the paleo-environment and soil evolution of the Csipő-halom kurgan, Hungary. *Quaternary International* 156–157: 49–59.
- BÍRÓ M. 2006: Történeti vegetációrekonstrukciók térképek botanikai tartalmának foltonkénti gazdagításával. *Tájökológiai Lapok* 4 (2): 357–384.

- BÍRÓ M., LELLEINÉ KOVÁCS E., KRÖEL-DULAY Gy., HORVÁTH F. 2009: A kiskunsági homokvidék tájökölógiai térképe. Válogatás az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet kutatási eredményeiből. ÖBKI Műhelyfüzetek 2.
- BÜRGI M., M. HERSPERGER A., SCHNEEBERGER N. 2004: Driving forces of landscape change – current and new directions. *Landscape Ecology* 19.: 857–868.
- DEMÉNYI K., CENTERI C. 2008: Habitat loss, soil and vegetation degradation by land use change in the Gödöllő Hillside, Hungary. *Cereal Research Communications, Supplement*, 36: 1739–1742.
- DÖVÉNYI Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- FARKAS G. (szerk.) 1991: Fejér megyei történeti évkönyv, a Fejér megyei levéltár történeti évkönyve 22. Községtörténeti tanulmányok, Székesfehérvár, 225–267.
- JAEGER M., KULCSÁR G., 2013: Kakucs–Balla-domb. A case study in the absolute and relative chronology of the Vátya culture. *Acta Archaeologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 64.: 289–320
- MAROSI S., SOMOGYI S. 1990: Magyarország kistájainak katasztere. Magyar Tudományos Akadémia Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- KRAUSZ E., SALÁTA D., PETŐ Á., BIDLÓ A. 2013: Perkáta–Forrás-dűlő középső bronzkori földvár és környékének tájtörténeti vizsgálata. Kari Tudományos Konferencia. A konferencia előadásainak és poszttereinek kiadványa. 2013. december 10. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron, 138
- REMÉNYI L. 2013: The Defensive Settlements of the Vátya Culture and the Central European Bronze Age Exchange System. In: Jaeger M., Czebreszuk J., P. Fischl K. (Eds.): *Enclosed Space–Open Society. Contact and Exchange in the Context of Bronze Age Defensive Settlements in Central Europe*. (Stud. z. Archäol. in Ostmitteleuropa, 9), 269–280.
- PETŐ Á., KENÉZ Á., REMÉNYI L. 2013: Régészeti talajtani kutatások Perkáta Forrás-dűlő bronzkori földváron. *Agrokémia és Talajtan* 62(1): 61–80.
- SALÁTA D. 2011: Tájváltozás vizsgálata a Körös-Maros Nemzeti Park három kis-sárréti területén: Kisgyanté, Kisvályon és Sző-rét. *Criscium* 7: 129–152.
- SALÁTA D., PETŐ Á., KENÉZ Á., GEIGER B., HORVÁTH S., MALATINSZKY Á. 2013: Természettudományos módszerek alkalmazása tájtörténeti kutatásokba–Kisgombosi esettanulmány. *Tájökölógiai Lapok* 11(1): 67–88.
- SALÁTA D., KRAUSZ E., REMÉNYI L., KENÉZ Á., PETŐ Á. 2014. Combining historical land-use and geoarchaeological evidence to support archaeological site detection. *Agrokémia és Talajtan* 63(1) (*in press*)
- STEFANOVITS P., FILEP Gy. FÜLEKY Gy. 1999: Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- SZAKÁLY F. 1997: Magyar intézmények a török hódoltságban. Társadalom- és Művelődéstörténeti Tanulmányok, Budapest
- TOMA, E., ROTH, M. (eds.), CENTERI, Cs., DOBROVODSKA, M., PRINTSMANN, A., RAGUŽ-LUČIĆ, E. (2010): Agricultural landscape history of 20th-century eastern Europe. In: PUNGETTI, G. KRUSE, A. (eds.) *European Culture expressed in Agricultural Landscapes. Perspectives from the Eucaland Project*. Palombi Editori, Rome, p. 105–108.
- TÓTH A., CENTERI Cs. 2008: Tájváltozás vizsgálat Galgahévíz településen és környékén. *Tájökölógiai Lapok*, 6(1): 165–180.
- VICZE M., CZAJLIK Z., TIMÁR L. 2005: Aerial and topographical research of the Benta Valley. In: Poroszlai, I. & Vicze, M. (Eds.) *SAX – Százhalombatta Archaeological Expedition Annual Report 2 – Field Season 2000-2003*. Százhalombatta, 251–254.
- VOS W., MEEKES H. 1999: Trends in European cultural landscape development: perspectives for a sustainable future. *Landscape and Urban Planning* 46: 3–14.
- Térképek forrásai:**
- ARCANUM 2004: Első Katonai Felmérés: Magyar Királyság–Georeferált változat. DVD-ROM, HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum, Arcanum Adatbázis Kft., Budapest, ISBN: 963 9374 95 4
- BISZAK S., TIMÁR G., MOLNÁR G., JANKÓ A. 2007: Harmadik Katonai Felmérés, a Magyar Szent Korona Országai, 1:25.000. DVD-ROM, HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum, Arcanum Adatbázis Kft., Budapest, ISBN: 978-963-7374-54-8.
- TIMÁR G., MOLNÁR G., SZÉKELY B., BISZAK S., JANKÓ A. 2008: Magyarország topográfiai térképei a második világháború időszakából. DVD-ROM, HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum, Arcanum Adatbázis Kft., Budapest, ISBN: 978-963-7374-71-5
- TIMÁR G., MOLNÁR G., SZÉKELY B., BISZAK S., VARGA J., JANKÓ A. 2006: Második Katonai Felmérés: Magyar Királyság és a Temesi Bánság - Georeferált változat. DVD-ROM, HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum, Arcanum Adatbázis Kft., Budapest, ISBN: 963 7374 21 3, ISSN: 963 7374 35 3
- Topográfiai térkép, Földmérési és Távérzékelési Intézet, méretarány: 1:10 000.

THE HISTORICAL LANDSCAPE OF THE CIKOLA WATERSHED SYSTEM.
AN ANALYSIS OF LANDSCAPE CHANGES OF PERKÁTA–FORÁS-DŰLŐ
ARCHAEOLOGICAL SITE AND ITS SURROUNDINGS

E. KRAUSZ¹, D. SALÁTA², Á. PETŐ³, A. BIDLÓ¹

¹University of West Hungary, Faculty of Forestry, Institute of Environmental and Earth Sciences, 9400 Sopron, Bajcsy Zs. u. 4., e-mail: zsanszian@gmail.com, abidlo@emk.nyme.hu

²Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Institute of Environmental and Landscape Management,

2100 Gödöllő, Péter Károly u. 1., e-mail: Salata.Denes@kti.szie.hu

³Hungarian National Museum, National Heritage Protection Center,
Laboratory for Applied Research,

1113 Budapest, Daróci út 3., e-mail: peto.akos@mnm-nok.gov.hu

Keywords: fortified settlement, landscape history, land-use intensity, Perkáta

Abstract The Middle Bronze Age fortified settlement of Perkáta–Forrás-dűlő is one of the key elements of a complex environmental and settlement historical study conducted by the Hungarian National Museum National Heritage Protection Centre and the Szent István University Institute of Environmental and Landscape Management. One of the aims of the project is to study the historical land-use intensity and to reconstruct the environment of the fortified settlement and its wider surroundings. As a part of the more extended project, a complex study is being carried out on the landuse history of the area. The present contribution aims at summarising the historical land-use changes within the Cikola watershed. The historical land-use is analysed based on historic maps – dated as early as the 18th century – and aerial photographs. During the examination of the territory, it became clear that after the first official mentioning of the area, which can be dated back to the beginning of the 15th century, it was continuously used for agricultural production due to its geographical properties.

GAZDÁLKODÓ ÖNKORMÁNYZAT KERTÉSZETI MINTAPROJEKTJE SZIGETMONOSTORON

OROSZ György¹, EMÓDI Andrea², HARTMAN Máttyás³

¹Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Területi Tervezési és Térinformatikai Tanszék

²Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék

³Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Környezetvédelmi és Környezetbiztonsági Tanszék
2100 Gödöllő, Péter K. u. 1. e-mail: orosz.gyorgy@kti.szie.hu

Kulcsszavak: Szentendrei-sziget, vízbázisvédelem, mezőgazdaság, kertészet, helyi termék előállítás, önellátás

Összefoglalás: A „Szentendrei Ökosziget – Fenntartható életmódra ösztönző komplex térségfejlesztési minta-program” című VM-VKSZI megállapodás keretében 2012 tavaszán elkészült a Szentendrei-sziget „Öko-sziget” Stratégiája, mely projektszinten nevesítette az Önkormányzat által, üzemeltetett kertészet kialakítása feladatot. Ennek lehatárolását és részletes kidolgozását végeztük el Szigetmonostor településen. A megvalósíthatósági terv tartalmazza a terület kiválasztását, a közkonyha igényeinek felmérését, a kertészet főbb terveit üzemeltetési, gazdasági számításokkal, valamint a tartósításhoz szükséges beruházási igényeket. A terv készítése során a környezetgazdálkodás és az ökológiai gazdálkodás szempontjaira, az egészséges élelmiszer előállításra és a vízbázis védelmére különösen nagy hangsúlyt fektettünk.

Bevezetés

A Szentendrei-sziget rendkívül előnyös térszerkezeti helyzettel rendelkezik a Budapestet övező agglomeráció településhálózatában. A sziget területe 56 négyzetkilométer, melyen négy település (Kisoroszi, Tahitótfalu, Pócsmegyer, Szigetmonostor) található, melyek tízezer ember számára nyújtanak otthont. A sziget természeti adottságai és a fővároshoz közeli fekvése, valamint gyors elérhetősége miatt kedvelt kiránduló- és nyaralóhely.

A sziget vízbázisa európai szinten is kiemelkedő mennyiségű és minőségű vízkészletet jelent. Az itt kitermelhető víz közel ivóvíz-minőségű, vagyis a fertőtlenítési eljárás után további tisztítás nélkül közvetlenül az ivóvízhálózatba juttatható. A sziget vízkészlete jelenti a főváros északi vízbázisát, ami Budapest ivóvízszükségletének mintegy 70%-át kielégíti.

A sziget parti szűrésű kútjai napi 1,2 millió köbméter víz kinyerésére képesek; összesen több mint 700 ivóvíztermelő kút üzemel a szigeten. A víz nagy része a Duna-meder homokos-kavicsos üledékén át érkezik meg a kutakba, ami természetes mikrobiológiai szűrőréteggént szolgál. A mederágy kavicsrétege biztosítja a folyóvíz vízadó rétegekbe szivárgását, tisztítását, és mint szállító közeg szolgáltatja a termelő kutakig történő víz-áramlást. Nem elég tehát kizárólag a szigetet, mint szárazföldet védeni, a körülötte folyó Duna medre ugyanolyan kiemelt védelmet kell, hogy élvezzen, mert csupán a mederágy kavicsrétege jelenti azt a szűrőközeget, mely a vizet ihatóvá teszi számunkra.

Ennek a vízbázisnak a védelme kiemelten fontos és minden egyéb tevékenység és akarat felett való, hiszen elég egyszer elszennyezni ahhoz, hogy a továbbiakban alkalmatlan legyen az emberi fogyasztásra. A sziget területének jelentős része mezőgazdasági terület, és bár ipari tevékenység nincsen a szigeten, a mezőgazdaság részéről jelentős

szennyező források érhetik a vízbázist. Ennek megelőzése érdekében a Fővárosi Vízművek külön tájékoztatót adott ki a gazdák részére (HTTP1).

Az ipar hiánya, a vízbázis védelme, valamint a jelentős fás területek az itt élőknek egészséges, páratlan lakókörnyezetet, a termőterületeken a mezőgazdasági természet ökológiai alapjait adja, másrészt olyan táji adottságokban mutatkozik meg, mely az ökoturizmus széles tárházát alapozhatja meg. Ezen állapot megtartásához járulhatnak hozzá az alternatív energetikai megoldások, környezetbarát közlekedési módok, az önellátást, önfenntartást erősítő szemlélet, az önkéntes szerződések, a hagyományos emberi együttműködések formái, az egyéni kezdeményezések felkarolása, a közösségek identitásának megerősítése.

Ezt felismerve 2012 tavaszán elkészült a „Szentendrei Ökosziget – Fenntartható életmódra ösztönző komplex térségfejlesztési mintaprogram” című VM-VKSZI megállapodás keretében a Szentendrei-sziget „Öko-sziget” Stratégiája.

Az „ökosziget státusz” voltaképpen nem új keletű, azt a vízbázis védelmét évtizedek óta szolgáló intézkedések, jogszabályok és az eljáró hatóságok szigorú gyakorlata alakítják és tartják fent. A feladat tehát nem is annyira az ökosziget kialakítása, mint inkább az, hogy ez a helyzet, mely önmagában adott, ne negatív hatásként, korlátként legyen jelen a szigeten élők mindennapjaiban, hanem lehetőségként, melyből tovább lehet fejlődni, melyet pozitívan ki lehet használni.

A Szentendrei-sziget „Öko-sziget” Stratégia célja (1. táblázat), hogy ökológiai szemléletű, területfejlesztési keretet adjon a már meglévő, megvalósult fejlesztéseknek, helyi ötleteknek, terveknek, melyek a Sziget adottságaira támaszkodnak. Nem a közösségre felülről ráerőltetett elképzeléseket kíván a sorok közé csempészni, hanem a helyi közösségekben meglévő tudást összegyűjtve, rendszerezve és kiegészítve ad fejlesztési programokat.

1. táblázat Az Öko-sziget stratégia átfogó céljai, beavatkozási területei (OROSZ et al. 2012)

Table 1. Overall objects and priorities of the Strategy of „Eco Island” (OROSZ et al. 2013)

Átfogó célok	Specifikus célok, beavatkozási területek
A Szentendrei-sziget öko-turisztikai kínálatának bővítése, rendszerszerű működtetése, egységes öko-szigeti turisztikai minősítési rendszerben.	Szentendrei-szigeti ökoturisztikai minősítési rendszer létrehozása, ökoturisztikai védjegy megalkotása
	Minősített ökoturisztikai szolgáltatók és helyszínek
	A sziget rendelkezzen egységes turisztikai arculattal
	A szigeten ökoturizmussal és ahhoz kapcsolódó tevékenységekkel foglalkozók között erősödjön a partneri viszony, egymást segítve a vállalkozások sikere és az ökoturisztikai szemlélet széleskörű átadása érdekében
	Természet közeli, szelíd turisztikai tevékenységeket segítő, tájba illő infrastruktúrák álljanak rendelkezésre a szigeti lakosok és a turistákent érkezők számára
	A nemzeti lovaskultúra és a magyar lovas hagyományok, valamint a lovaglás gyakorlati alapjait ismerjék meg az általános iskolások a Kincsem – Nemzeti Lovas Programban foglaltaknak megfelelően

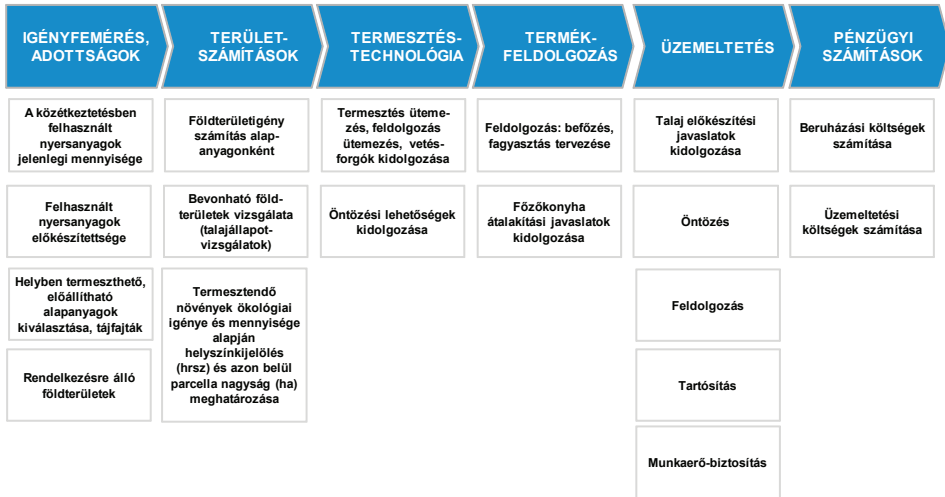
Átfogó célok	Specifikus célok, beavatkozási területek
A Szentendrei-sziget mezőgazdasági termékinálatának bővítése, a minőségi háztáji gazdálkodás lehetőségeinek szélesítése, a termékfeldolgozás rendszerszerű működtetése, egységes ökoszigeti mezőgazdasági minősítési rendszerben.	Szigeti Zöld Pont minősítési rendszerben működő gazdaságok
	A zöld hulladékok és a szerves trágya hasznosuljon a mezőgazdaságban és az energetikában, ezáltal csökkenjen az ivóvízbázis nitrit és nitrát veszélyeztetettsége
	Prosperáló Szigeti Termelői Bolthálózat
	Környezetbarát háztáji állattartás az állatlétszám növelése mellett
	Önellátást biztosító kertészeti termesztés
	Ökosziget mezőgazdasági tanácsadó és pályázattíró iroda létrehozása
	Valósuljon meg a hagyományos helyi terményfeldolgozás
	Ökoszigeti mintaértékű állattartótelep kialakítása
A Szentendrei-sziget energia fogyasztásának, energiafüggésének, CO ₂ kibocsátásának csökkentése, környezetbarát közlekedési módok bevezetése. A Gazdálkodó önkormányzatok elv érvényesítésének elősegítése.	Energiahatékony szigeti mezőgazdaság, a helyben képződött, pellettálásra alkalmas hulladékok felhasználása (pl. mezőgazdasági, és zöld hulladékok, trágya stb.)
	Energiahatékony szigeti önkormányzatok
	Energiahatékony szigeti háztartások
	Elektromos járművek térnyerése a turisztikai szolgáltatások és a közösségi közlekedés terén, a levegőtisztaság védelme és az út melletti mezőgazdasági termények védelme érdekében

A Helyi termékek előállításának bővítése a szociális gazdálkodás keretein belül az önellátás érdekében projekt célja, hogy Szigetmonostor önkormányzata a saját földterületein vegyszermentesen megtermelt, egészséges zöldségekre és gyümölcsökre tudja alapozni az általa üzemeltetett főzőkonyhai ellátást a gyermek, felnőtt és szociális étkeztetésben.

Anyag és módszer

A terv elkészítésének során nagymértékben tudunk alapozni korábbi munkánkra, a „Szentendrei Ökosziget – Fenntartható életmódra ösztönző komplex térségfejlesztési mintaprogram”-ra, melynek során jó partneri viszonyt alakítottunk ki a térség szereplőivel, gazdálkodókkal, civil szervezetekkel, szolgáltatókkal, vállalkozásokkal. Operatív szinten megismertük a helyszíneket és feldolgoztuk a helyi, kisközösségi állapotokat. Meghatároztuk a terv elkészítésének menetét (1. ábra).

1. ábra A feladat elkészítésének menete (OROSZ et al. 2013)
 Figure 1. Process of the project (OROSZ et al. 2013)



Igényfelmérés, adottságok munkarészben feldolgoztuk a települési közétkeztetés jelenlegi állapotát, így a napi és éves rutin munkákat, az éves étlapot, a konyha felszereltségét, a konyha épületének adottságait, az étkeztetésben felhasznált alapanyagokat, származásukat, felhasználási dinamikájukat. Áttekintettük a Mintamenza Program javaslatait (HTTP2), valamint a NÉBIH útmutatóját az étkeztetés jó higiéniai gyakorlatáról (NÉBIH, 2013). Felmértük, megvizsgáltuk a projekt, illetve a hosszú távú program szempontjából releváns földterületeket, a tulajdonviszonyok alapján hasznosítható területeket, nagyságukat, szabdaltságukat (egybefüggő területek kiterjedése), árvíz és belvíz elleni védetségüket, megközelíthetőségüket és a főzőkonyhától való távolságukat.

Az előzetes vizsgálatok során a helyi tapasztalatok és a talajtani adottságok alapján meghatároztuk a potenciális területek zöldségtermesztésre való alkalmasságát. A területről vett talajmintákat a Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar Környezettudományi Intézet Talajtani és Agrokémiai Tanszék laboratóriumában néhány fontos paraméterre, így az K_A , $CaCO_3$ (%), $pH(H_2O)$, $pH(KCl)$ és humusz (%) bevizsgáltattuk.

A kertészeti szakirodalom és helyi tapasztalatok alapján meghatároztuk a várható termésátlagokat. Figyelembe vettük a terület alkalmasságát, valamint a feldolgozás során keletkező veszteségeket (15–30%), így a legkisebb termésátlagokkal számoltunk. Az éves felhasznált zöldség és gyümölcs mennyisége alapján földterület számítást végeztünk a szükséges terület meghatározása érdekében.

A termesztéstechnológia megválasztásánál, a vetésforgó kialakításánál, a felhasználói igényekre alapozva, elsődleges szempont volt a jó minőségű egészséges alapanyag előállítása, valamint a vízbázis védelme, így a környezetgazdálkodás alapelveit vettük figyelembe. A helyi tapasztalatok és a növények várható vízigénye alapján számítottunk öntözővíz igényt és választottuk ki az öntözés módját.

A termékfeldolgozásnál meghatároztuk a jelenlegi tartósítási formákat a főzőkonyha lehetőségei alapján. Fő szempont volt a beltartalmi értékek védelme, egyszerű tartósítási formák alkalmazása.

Az üzemeltetés tervezése során meghatároztuk az egyes folyamatok munkaerő- és eszköz igényét, az öntözés eszközeit, a feldolgozás módszereit, a tartósítás eszközeit. Ezek alapján elvégeztük a *pénzügyi számításokat* mind a beruházások, mind az üzemeltetés területén.

Eredmények és megvitatásuk

A négy figyelembe vehető önkormányzati földterület közül a projekt szempontjából legalkalmasabbnak a 012/34 helyrajzi számú 9,2 hektár területű, felhagyott gyümölcsös tekinthető. A terület megfelel valamennyi kívánalomnak, nagyobb a terület, mint amennyi a kiindulási állapothoz (jelenlegi ellátási szint) szükséges, így a későbbiekben a termékelőállítás szempontjából a bővíthetőség is adott. Az ingatlanon építési engedély is van, az OTÉK szerinti 3%-os beépíthetőséggel, ellentétben a többi kis területű önkormányzati földdel. Az ingatlan jelenlegi besorolása gyümölcsös és amennyiben a zöldségeket sorozóművelésben természeténél és gyümölcsfákat is telepítenénk, ezen a besoroláson nem is kell változtatni.

Ez a földterület kútfúrás szempontjából is kedvező, mivel itt csak egy kutat kellene létesíteni.

Az ingatlan a település egy olyan részén található, ami faluközpont kialakítására, valamint munkahely-teremtési célokra van kijelölve. A központ kialakítására egy kb. 50 ha-os terület szolgál (Kenderes-Gyümölcsös), melynek a közepén helyezkedik el ez a 9,2 ha-os ingatlan. Területcserével megoldható lenne ennek a nagy területnek a szélére helyezni a kertészeti kultúrának szánt ingatlant, ezáltal az közelebb kerülne a főzőkonyhához.

Amennyiben a földterületen a program sikeres beindulását követően egy feldolgozó-, előkészítő üzem is létesülne (tájba illő, falusias-, parasztház jellegű épületekkel), ami további munkahelyeket teremt, akkor mindez további támogatást jelentene az önkormányzat kiemelt céljainak megvalósításához. A területen létrejöhetne egy önkormányzati mintagazdaság, ami az Öko-sziget kezdeményezés fenntartható mezőgazdálkodási pillérét erősítené.

A 012/34 helyrajzi számú területről elmondható, hogy bár fizikai féleség szempontjából homoktalaj, a nagy mennyiségben található növényi maradványok, a közepes humusztartalom, az enyhén lúgos kémhatás és a közepes CaCO_3 tartalom lehetővé teszi megfelelő tápanyag-utánpótlás (elsősorban szerves anyag) és öntözés mellett a biztonságos termelést. Ezt támasztja alá a mezőgazdasági alkalmasság is, amely közepesen találja alkalmasnak a területet mezőgazdaság folytatására.

A 012/34 helyrajzi számú terület környezeti érzékenység szempontjából legkevésbé érzékeny terület, nem része a Szentendrei-sziget Országos Ökológiai Hálózatnak, így a gazdálkodás szempontjából mindez kedvezőnek mondható.

A terület a Magas Természeti Értékű Területek „c” zónájába tartozik, ugyanakkor nitrátérzékeny, illetve sérülékeny vízbázis védőterülete. Ennek megfelelően a kertészeti gazdálkodást komposztra, komposztált szerves trágyára, mulccsal borított talajfelszínre és csepegtető öntözésre, a növényvédelmét fizikai beavatkozásokra (pl. fátyolfólia), illetve a biogazdálkodásban alkalmazott módszerekre és hatóanyagokra alapoztuk.

A tervezés során négy blokkot állítottunk össze, melyek mindegyike kb. 3000 m²-es, a 3. és 4. blokkba terveztünk 1–1 96 m²-es vándor fóliasátort. Egyedül a fóliasátorban szá-

mítunk egymás után kerülő növényekre, míg a szabadföldön a lekerülés után talajtakarást alkalmazunk, ezzel védve a talajt.

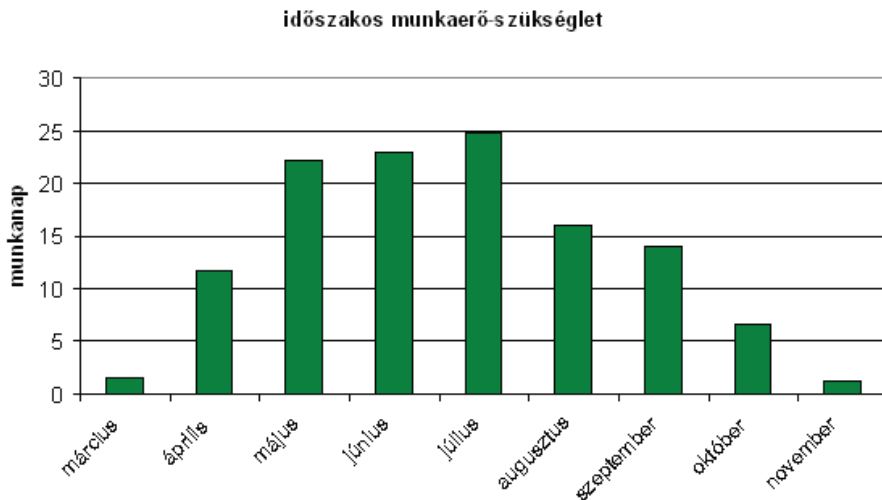
Gyümölcsös vegyesen minden blokkba 500-500m² nagyságban kerül telepítésre a kert északi és déli oldalára. Bár általában a kertek esetében szélirányba szokás telepíteni a fás szárú növényeket, itt a sziget sajátossága miatt, mint a Duna közelsége, választottuk az északi és déli részt.

A tervezett négy blokk így gyümölcsösökkel együtt 14.000 m², azaz 1,4 ha. A területéhez hozzá kell adnunk kiszolgáló létesítményeket, tárolókat, belső utakat, amelyekre összesen 400 m² hagyunk, így a tervezett kert területe 14.400 m²

A tervezett rendszer működésének egyik fontos eleme a munkaerő szükséglet, illetve annak biztosítása. A tervezés során más kertészetek tapasztalatait használtuk fel, így többek között Pető Áron 5,5 ha-os biogazdaságát (Szigetmonostor), amelyből 0,25 ha fóliasátor, körülbelül 2,5 ha szabadföldi zöldség. Jelenleg 3 állandó dolgozóval rendelkezik (az irányítást maga látja el), valamint időszakosan 2-3 főt alkalmaz még.

A tervezés pontosítása érdekében „A növénytermelés kézi és gépi munkaerő szükségletének nagyüzemi normatívái” (ÁGM 1959) című kiadvány zöldségtermesztésre vonatkozó adatait is feldolgoztuk, adaptáltuk. A kiadvány alapvetően üzemi félig gépesített rendszerre készült, nagy kézi munkaerővel számolt, így kiindulásnak megfelelő.

Az előzőeket figyelembe véve a kertészetbe 1 fő irányítót (4 órás munkaidőben) és 2 fő állandó alkalmazottat javasolunk. Emellett várható, hogy a csúcs hónapokban időszakos kiegészítőkre lesz szükség (2-4 fő) (2. ábra).



2. ábra Időszakos munkaerő-szükséglet (OROSZ et al. 2013)
Figure 2. Temporary staffing needs (OROSZ et al. 2013)

A zöldségek és a gyümölcsök feldolgozása, tartósítása a főzőkonyhán is plusz munkaerőigényt jelent. A jelenlegi személyzet a napi 8 órás munkája mellett nem fogja tudni ezt a feladatot is ellátni. A konyhán jelentkező plusz munkák rapszodikus eloszlást jelentenek, de annyit lehet látni, hogy a május-június-július hónapok jelentik majd a csúcsideőszakot, amikor a legnagyobb munkaerőigény jelentkezik.

A munkaerő szükségletet meg lehet oldani a jelenlegi konyhai dolgozókkal plusz órabér fejében, de biztos, hogy a csúcsidőszak során még rajtuk kívül 3–4 főre lesz szükség a konyhán. A szükséges plusz munkaidőt normatívák ismerete nélkül meghatározni nagyon nehéz.

Becslésünk szerint 500 munkaórát jelent a konyha számára a megtermelt zöldségek és gyümölcsök tartósítási célú feldolgozása

A konyhai feldolgozáshoz további eszközök beszerzése szükséges. A helyben történő tartósítás egyik módja a fagyasztás. Jelenleg is nagy mennyiségben használ a konyha fagyasztott zöldségeket a napi menük elkészítése során. Számításaink szerint éves szinten 4000 kg fagyasztott zöldséget használ fel a főzőkonyha, így a fagyasztási kapacitást a tervezés során 4000 kg terményre állítottuk be. Megoldásnak egy helyben, vagyis a konyha pincéjében létesíthető fagyasztókamrát javasoltunk, melynek paramétereit részletesen meghatároztuk.

A fagyasztókamra kialakítása mellett, más tartósítási lehetőségek végett (2. táblázat), a pince fennmaradó területén lehet kialakítani a befőttek, lekvárok elhelyezésére szolgáló polcrendszert, valamint a földes tárolást igénylő termények tároló helyét.

2. táblázat: A különböző zöldségek tervezett tartósítási formái (OROSZ et al. 2013)

Table 2. Planned preserving forms of the vegetables (OROSZ et al. 2013)

Tartósítási forma	Száraz-tárolás	Pincében tárolás	Befőtt/savanyúság	Fagyasztás	Frissen tálalás
Termények	lencse mák szárazbab	burgonya fokhagyma f. káposzta karalábé kelkáposzta lilahagyma petrezselyem sárgarépa vöröshagyma zeller alma	cékla f. káposzta paprika paradicsom uborka vöröshagyma meggy őszibarack sárgabarack	brokkoli főzőtök karalábé karfiol kukorica paraj petrezselyem petrezselyem-zöld sárgarépa sóska zöldbab zöldborsó dió	jégcsapretek paprika paradicsom rettek uborka újhagyma alma faeper körte szilva szőlő

A kertészet működésének első 5 évében csak zöldségeket tud előállítani, gyümölcsök csak a 6. évtől jelennek meg a termények között. Számításaink azt mutatják, hogy az első években a megtermelt zöldségek értékének 2–3-szoros ráfordításával lehet előállítani konyhakész alapanyagokat.

Ez az arány önmagában értelmezve megkérdőjelezi a projekt létjogosultságát. Érdeemes azonban figyelembe venni a projekt nem számszerűsíthető társadalmi hasznosságát, ami kompenzálhatja a ráfordítási költségek egy részét. A projekt társadalmi hasznossága a munkahelyteremtésben, az egészséges ételmiszer alapanyag előállításban, valamint a távolabb mutató példaértékű környezeti és szociális-gazdasági magatartásban nyilvánul meg. Figyelembe kell venni azt is, hogy ez a projekt egy nagyobb program kiinduló egysége lesz.

A projekt fenntarthatósága, a fenntartási, üzemeltetési költségek csökkentése érdekében mindenképpen érdemes a feleslegben keletkező termények értékesítését helyben megoldani (a vetésforgó rendszer miatt ez már az első évben jelentkezhet). Érdemes lenne a Sziget többi települési konyhájára is szállítani, valamint a térség vendéglátó egységeit is ellátni zöldségekkel, gyümölcssel. Hosszabb távon javasoljuk a termőterület, valamint a feldolgozási kapacitás növelését, kiegészítve más tartósítási eljárásokkal, így például az aszalással.

Ennek a hosszabb távú programnak a kidolgozásához, az optimumok beállításához újabb vizsgálatokra lenne szükség. A projekt társadalmi hasznosságának fenntartása érdekében az üzemeltetés során külön figyelmet kell szentelni a projekt eredményének ismertségére, közösségi elfogadására és elismerésére. Érdeklétté téve őket, a jelenlegi passzivitást feloldva lehetőséget kell adni a kisközösségek számára, hogy bekapcsolódhassanak a termesztési, feldolgozási folyamatokba, azokban sikerélményeket szerezzenek.

Köszönetnyilvánítás

A projektet Szigetmonostor Önkormányzata kezdeményezésére a Magyar Nemzeti Vidéki Hálózat Elnökségének értékelése és javaslata alapján dolgoztuk ki. A cikk a Kutató Kari Kiválósági Támogatás – Research Centre of Excellence – 17586-4/2013/TUDPOL keretében készült.

Irodalom

- ÁLLAMI GAZDASÁGOK MINISZTERIUMA (ÁGM), TERV ÉS ÜZEMGAZDASÁGI FŐOSZTÁLY 1995: A növénytermelés kézi és gépi munkaerő szükségletének nagyüzemi normatívái, Budapest
- OROSZ GY., BELÉNYESI M., EMÓDI A., FEJES Á., KISZEL V., KOHLHEB N., KÓRÓS É., ÓNODI G., MOLNÁR D., PODMANICZKY L., SIPOS B., VÁRADI I. 2012: Szentendrei-sziget „Öko-sziget” Stratégiája
- OROSZ GY., EMÓDI A., HARTMAN M. 2013: A Szentendrei-sziget „Öko-sziget” Stratégiájának megvalósítását szolgáló tervezési feladatok Szigetmonostoron. Helyi termékek előállításának bővítése a szociális gazdálkodás keretein belül az önellátás érdekében. Megvalósíthatósági tanulmány. Alcedo-Artis Kft., Ceres HG Bt., P. 129
- NÉBIH ÉLELMISZER- ÉS TAKARMÁNYOZÁS-BIZTONSÁGI IGAZGATÓSÁG 2013: Útmutató a vendéglátás és étkeztetés jó higiéniai gyakorlatához, Budapest
- [http1: http://vizmuvek.hu/files/public/Fovarosi_vizmuvek/tarsasagi_informaciok/kiadvanyok/szentendre_kiadvany_kismeret.pdf](http://vizmuvek.hu/files/public/Fovarosi_vizmuvek/tarsasagi_informaciok/kiadvanyok/szentendre_kiadvany_kismeret.pdf) (2013. augusztus 10.)
- [http2: http://www.mnpsz.com/menza-minta==mintamenza/menza-minta--mintamenza](http://www.mnpsz.com/menza-minta==mintamenza/menza-minta--mintamenza) (2013. augusztus 10.)

HORTICULTURAL PILOTPROJECT OF THE SOCIAL ECONOMY IN SZIGETMONOSTOR

GY. OROSZ¹, A. EMÓDF², M. HARTMAN³

¹Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management,
Department of Territorial Planning and GIS

²Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management,
Department of Landscape Ecology and Nature Conservation

³Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management,
Department of Environmental Protection and Environmental Safety
H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: orosz.gyorgy@kti.szie.hu

Keywords: Island of Szentendre, protection of groundwater resources, agriculture, horticulture, local products, social economy, self-sufficiency

The Strategy of „Eco Island of Szentendre was developed in the spring of 2012. This strategy consisted of a project aiming the creation of a horticulture maintained by the social economy of the Local Government. In this study we determined the project scope and the detailed concept at Szigetmonostor. The feasibility study contains the selection of the territory, the needs of the public kitchen, the main plans of the horticulture with maintenance and economic calculations, and with the investment needs for preservation. During planning we focused on environmental and ecological management, healthy food production and protection of groundwater resources.

REKULTIVÁLT MEDDŐHÁNYÓ FÁSÍTÁSÁNAK VIZSGÁLATA A MECSEK-HEGYSÉGBEN

CSICSEK Gábor¹, ORTMANN-NÉ AJKAI Adrienne¹, LÓCZY Dénes²

¹Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Biológiai Intézet

²Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Földrajzi Intézet
7624, Pécs Ifjúság útja 6., e-mail: csicsek@gamma.ttk.pte.hu

Kulcsszavak: rekultivált meddőhányó, tájrehabilitáció, fásszárú fajok, vadkár, Komló

Összefoglalás: A bányászat környezetre gyakorolt negatív hatásának legfőbb jelei a tájban, a bányászati tevékenység közben keletkező és a sokszor évtizedekig rekultiváció nélkül maradó meddőhányók. Ezek a mesterségesen létrehozott lerakók, amelltt hogy jelentősen rontják a táj esztétikai állapotát, a bennük lévő veszélyes anyagok miatt jelentős hatást gyakorolhatnak környezetükre. Megfelelően alkalmazott rekultivációs eljárásokkal a meddőhányók a környező tájba illeszthetők és az általuk a környezetre gyakorolt negatív hatás minimalizálható. Kutatásunk során a Mecsek hegység keleti felében, nagymértékben erdőszült tájban található, tíz éve rekultivált meddőhányót vizsgáltunk. Kutatásunk legfőbb célja a rekultiváció sikerességének vizsgálata volt, melyet a területen található növényzet részletes felmérésével tettünk meg. Zobák-aknán (Baranya-megye, Komló) a szénbányászati termelés 2000-ben végleg megszűnt, ezután került sor a rekultivációra. A területen tereprendezést követően gyepesítést végeztek, majd a rákövetkező évben fásítottak. A fásításnál a környező társulásokra (*Asperulo taurinae-Carpinetum*, *Helleboro odoro-Fagetum*) jellemző (*Acer campestre*, *Carpinus betulus*, *Cornus mas*, *Tilia tomentosa*), és a Mecsekben őshonos szárazságtűrő fajokat (*Crataegus monogyna*, *Fraxinus ornus*, *Prunus spinosa*, *Quercus cerris*) alkalmaztak. Vizsgálatunk során 2011 május-június hónapokban a területen reprezentatív módon hat darab transzektet jelöltünk ki. Ezekben a transzektokban végeztük el a fásszárú fajok vizsgálatát. Minden felmért egyed esetében egy ötkategóriás rendszerben felvettük a magasságot, és értékeltük a vad által okozott kárfarmákat. A vizsgálat során 14 fa- és cserjefaj 536 egyedét felvételeztük. Mind a nyolc beültetett faj jelenleg is megtalálható a területen, rajtuk kívül további hat spon-tán megjelenő fajt találtunk (*Eleagnus angustifolia*, *Ligustrum vulgare*, *Pyrus pyraeaster*, *Robina pseudoacacia*, *Rosa canina*, *Rubus fruticosus*). A magasság vizsgálata során megállapítottuk, hogy a felmért egyedek 67%-a a 3. (40–80 cm) és a 4. (80–160 cm) magassági kategóriába tartozik, 26%-uk a legmagasabb 5. kategóriába (160 cm felett). Legmagasabbak a *Tilia tomentosa* és a *Quercus cerris*, a legalacsonyabbak a *Cornus mas* és a *Carpinus betulus* fajhoz tartozó egyedek voltak. A mért magassági adatokat fatermési táblákkal összehasonlítottuk, ennek alapján megállapítható, hogy a csertölgy a korának és az adott termőhelyen elvárható magasságnak megfelelő, a gyertyán és virágos köris ettől elmarad. A vad által okozott kárfarmákat vizsgálva elmondható, hogy a területen található fák és cserjék 36%-a az ép, vadkár által nem sújtott kategóriába sorolható. A vizsgált növények 64%-án valamilyen mértékű vadkár tapasztalható. Legnagyobb arányban és legnagyobb mértékben a *Carpinus betulus* és a *Fraxinus ornus* egyedeket károsította a vad. A mért adatok alapján elmondható, hogy a fák magasságát, a növekedésre való esélyeiket a terület vadállománya befolyásolja. Azok a fajok, amelyeket a vad rendszeresen fogyaszt, képtelenek magasra nőni ("kinőni a vad szája alól"). Vizsgálatunk alapján a rekultivációra legalkalmasabb fajok az adott ökoszisztémában a *Quercus cerris* és a *Tilia tomentosa*, mivel a rekultiváció óta eltelt idő alatt ezek mutatták a legnagyobb növekedést és rajtuk tapasztalható a legkisebb mértékű vadkár. Ez jól mutatja, hogy a hazai természetes flórához tartozó fajokkal is lehetséges rekultivációt sikeresen kivitelezni, szemben a hazánk területén több helyen alkalmazott gyakorlattal, mely tájidegen, nagy tűrőképességű fajok (*Robinia pseudoacacia*, *Pinus nigra*, *Pinus sylvestris*) alkalmazását részesíti előnyben. A sikeresen elvégzett rekultiváció hatására a Zobák-aknai meddőhányó helyén összefüggő és változatos, látvány tekintetében tájba illő növénytakaró jött létre. A terület a sikeresen elvégzett rekultiváció hatására korábban érte el a tájképileg már megfelelőnek mondható állapotot, mint rekultiváció nélkül, de botanikai szempontból már természetközelinek mondható társulás létrejöttéhez még legalább 25-30 évnek kell eltelnie. A további állapotváltozások detektálásához célszerű lenne vizsgálatunk 5-10 évenként monitoring rendszerben történő megismétlése.

Bevezetés

A szénbányászat, mint az emberi tevékenységek általában, közvetve vagy közvetlenül a környezet rombolásával, károsításával jár. Ennek során a biodiverzitás csökken, a terület értéke mind esztétikai, mind természetvédelmi szempontból kisebb lesz. A tájban bekövetkezett negatív változások fokozottan jelentkeznek abban az esetben, ha a bányászati kitermelés egy olyan nagymértékben erdőszült tájban történik, mint a Mecsek. A bányászat felhagyása után, megfelelő rekultiváció nélkül, ezek a területek évtizedekig ronthatják a tájképet, a bennük felhalmozott szennyező anyagok pedig károsíthatják a környezetet (LEHMANN 2008, CZIGÁNY et al. 1997). A gazdaság számára hasznos ipari nyersanyagok felszínre hozatala szükségszerűen együtt jár olyan anyagok feltárással, megmozgatásával és kitermelésével, amelyek értéktelenségük folytán közvetlenül nem használnak fel, tehát úgynevezett meddő anyagok. Ezeket a bányák közelében meddőhányókban halmozák fel (LEHMANN 2008). A bányászati területek rekultivációját, az eredeti tájkép helyreállítását törvények írják elő [bányászatról szóló 1993. évi XLVIII. törvény 36. § (1) pontja; a természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény 7. § (2) f pontja]. A rekultiváció során olyan felszínt kell létrehozni, amely nem számít környezeti veszélyforrásnak (erózióknak ellenálló, stabil térszín, amely nem veszélyezteti a vízbázisokat, megakadályozza a deflációt, és megfelelő esztétikai „élményt” nyújt). Különös figyelmet kell fordítani arra, hogy a létrejövő terület ne veszélyeztesse a környező lakosság egészségét, természetközeli és önfenntartó élőhely legyen. Megfelelően rekultivált terület jótékony hatással van környezetére (mikroklíma szabályozó szerep), és az ökoszisztéma szolgáltatások széles körét nyújtja a környező lakosság számára (LÓCZY et al. 2007).

A hazai szakirodalomban a bányászati meddőhányók növényzeti vizsgálatainak témaköre meglehetősen hiányos, a nemzetközi irodalomból pedig összehasonlításra csak azok a munkák alkalmasak, melyek közép-európai bányatérsegeket írnak le, más nemzetközi írások az éghajlati és növényzeti különbségek miatt nem hasonlíthatók hazánk területeihez.

A korábbi kutatómunkák túlnyomó többsége a meddőhányókon lezajló primer szukcessziót vizsgálja, különböző szukcessziós sorok felállításával (NOVAK és PRACH 2003, HENDRYCHOVA 2008). A kutatások nagy többsége nem érint olyan területeket, mint a rekultivációval elősegített szekunder szukcesszió, vagy a környező területek vadállományának hatása a rekultivált területre. Ezen munkák legfőbb következtetése, hogy a primer szukcesszió segítségével történő helyreállítás csak akkor valósulhat meg, ha a zavarás kis területet érintett, a közelben természetes társulás található, és a zavarás a terület növényzetét nem változtatta meg nagyobb mértékben (PRACH és PYŠEK 2001). A spontán szukcesszió hátrányai közt említik, hogy sokkal lassabb a célállapot (tájba illő, környezetét nem veszélyeztető terület létrehozása) elérése, a táj esztétikai állapotában bekövetkező változás sokkal több időt vesz igénybe (PRACH et al. 2001, PRACH és HOBBS 2008). Hazánkban a visontai külfejtés meddőhányóinak primer szukcessziójára írtak le szukcessziós sorokat. A kutatás eredményei alapján a rekultiváció végállapotához leginkább hasonlító, fák és bokrok tarkította, ligetes „erdős-sztyepp” fiziognómia, ideális esetben a primer szukcesszió 15. évétől jelenik meg (BARTHA 2010, PRACH et al. 2001).

A Mecsekben található meddőhányók (urán- és szénbányászati) rekultivációjára az elmúlt évtizedekben több kísérlet is történt a pécsi bányatérsegen. Ezen rekultivációk

sikerességét vizsgáló munkák közül több foglalkozik a fásítási kísérletek eredményeivel (MORSCHHAUSER és PÁL 2010), és a meddőhányókon végbemenő szukcessziós folyamatokkal (MORSCHHAUSER és MILICS 2009, MORSCHHAUSER et al. 2012). Ezek a munkák már őshonos fa és cserjefajok (csertölgly, mezei juhar, kökény, ezüst hárs) alkalmazását javasolják a rekultiváció során, szemben korábbi munkákkal melyekben még a bálványfát, fehér akácot, fekete és erdei fenyőt is a rekultiváció során alkalmazandó fajnak tekintették (LEHMANN 1972, SZERÉMI 1981). Manapság ezek a fajok csak erősen indokolt esetben ültethetők meddőhányókra (CSERESNYÉS és CSONTOS 2012), de idővel fafajcserés kiváltásuk ajánlott. Olyan nagymértékben erdősült területen, mint a Mecsek, a rekultiváció célállapota mindenképpen egy tájba illő erdős vegetáció létrehozása, lehetőség szerint őshonos fa- és cserjefajok alkalmazásával.

A kutatásunk során vizsgált komlói bányatárség meddőhányóinak legrészletesebb jellemzése Lehmann Antal és Erdősi Ferenc írásából ismert (LEHMANN 1970, 1972, 2008; ERDŐSI és LEHMANN 1984). A Komló környékén található meddőhányók rekultivációjához több fajt ajánlanak a korábban végzett kutatások (LEHMANN 1972). Állományalkotó fajként rekultivációra alkalmasnak tekintik a feketefenyőt, a fehér akácot, a rezgő nyarat, a kecskefűzet és a virágos kőrist. Elegyfaé és a nedvesebb területeken nyír, gyertyán, kocsánytalan és csertölgly, fehér nyár, mezei juhar, keskenylevelű ezüstfa, vadcsersznye, bálványfa és vadvörte telepítését javasolják. Ezekben a fajösszeállításokban több tájidegen, invazív faj is található, amelyek akár súlyos ökológiai károkat is okozhatnak a meddőhányóról a környező természetközeli területekre kivadulva (BOTTA-DUKÁT és MIHÁLY 2006).

A rekultiváció fontos és elengedhetetlen része a monitoring. A megfelelően kiválasztott fafajok betelepítése után, fontos szempont azok vitalitásának, növekedésének vizsgálata, különös tekintettel a növekedést jelentősen hátráltató vadkár. Hazánkban az elmúlt évtizedekben jelentős mértékben megnövekedett az erdősítésekben okozott vadkár, különösképpen a szarvasfélék által okozott rágáskár mértéke (SZEMETHY et al. 2004, KATONA et al. 2007). A felújításokban, erdőtelepítésekben okozott károk jelentős mértékben megdrágíthatják a felújítást és lelassíthatják a természetes erdőkép regenerációját. Természetközeli erdőkben és felújításokban több vizsgálat foglalkozott az erdei vadkár mértékének vizsgálatával, de hazai rekultivált ipari területeken, meddőhányókon végzett fásításokon okozott vadkár vizsgálatára nem találtunk adatokat a szakirodalomban. Ezért tartottuk fontosnak a vadkár vizsgálatának bevonását kutatásunkba.

Munkánk során őshonos fa- és cserjefajok telepítésével rekultivált meddőhányó állapotát mértük fel, és értékeltük. Eredményeinket táji kontextusba illesztettük. Vizsgálatunk legfőbb célja az volt, hogy átfogó képet kaphassunk a vizsgált terület és a telepített fajok állapotáról, a szukcessziós folyamatok helyzetéről és irányáról. Ez alapján értékeljük az elvégzett rekultivációs munka sikerességét. A rekultivált területek monitoringja kiemelkedő fontosságú feladat, mivel így tudjuk a már elvégzett rekultivációs munka sikerességét ellenőrizni, és az esetleges további beavatkozásokat megtervezni, koordinálni. A korábban helyrehozott területek felmérésének eredményei, a még rekultiválatlan területek rendezésénél is felhasználhatóak. Ezáltal megkönnyíthetjük a tájseb mihamarabbi begyógyulását, az élővilág regenerációját.

Anyag és módszer

Kutatásunk helyszínéül a Komló település mellett található Zobák-aknai meddőhányót (N 46°11'30.25" E 18°17'19.19") választottuk. A vizsgálati terület a Dunántúli-dombság nagytáján belül a Mecsek és Tolna-Baranyai-dombvidék középtáj, Mecsekvidék kistájhoz tartozik. Komló város keleti részén, a Gesztenyési városrésztől északnyugati irányban található Zobák-aknai dombon helyezkedik el. A 9 hektár területű meddőhányó két részre tagolható, egy közel sík plató részre (3,6 ha) és azt északi, illetve északnyugati irányból körülölelő domboldali részre (5,4 ha). Növényföldrajzi szempontból Komló és térsége a Dél-Dunántúli flóraidéken (Praeillyricum) belül, a Mecseki flórajáráshoz (Sopianicum) tartozik. A terület növényvilága elég változatos, a Mecsek déli és északi oldala közti különbség itt is megfigyelhető (GÓBI és LITKEI 1976). Zobák-akna környékén a növényzet legnagyobb részét erdőtársulások alkotják (1. ábra), de előfordulnak irtásrétek, és a völgytalpakban vizes élőhelyek is. Ezek a területek propagulumforrásként szolgálnak a meddőhányó számára, ezáltal elősegítik a szukcessziót. A környező erdők vadállománya által a fiatal fákra gyakorolt hatás viszont hátráltathatja a terület fejlődését. A környező területeknek két jellemző erdőtársulása van, amelyek a következők: mecseki bükkös (*Helleboro odoro-Fagetum*) és mecseki gyertyános-tölgyes (*Asperulo taurinae-Carpinetum*). A meddőhányóra ültette fafajok kiválasztásánál jelentős szerepet játszott, hogy a rekultivációt követően a rekultiváció célállapotának megfelelő, a környező erdőkhöz hasonló társulás jöhessen létre.



1. ábra A Zobák-aknai meddőhányó és környezete műholdfelvételen (forrás: Google Earth 2012)
 Figure 1. The Zobak spoil heap and the surrounding area (picture from Google Earth 2012)

Zobák-akna területén a mélyművelésű bányászat a 1960-as években vette kezdetét. Ennek során a területen 2 millió m³ meddő lerakására került sor. A szén kitermelése 2000-ben gazdasági okokból végleg megszűnt (SZIRTES et al. 1993). Ezután került sor a terület rekultivációjára. Első lépésben tereprendezést végeztek, melynek során elsimították a meddőt, a domboldalakon pedig teraszokat és vízvezető árkokat alakítottak ki, továbbá

a terület 60 cm vastag földborítást kapott. A második szakaszban, a biológiai rekultiváció során végezték el a növénytelepítést. A biológiai rekultiváció célja a terület eróziótól való megvédése, a megfelelő termőtalaj kialakulásának elősegítése, ezáltal a növényzet tartós megtelepedésének biztosítása, a tájba illeszkedő új életterek kialakítása volt (CSICSEK és O. AJKAI 2012). Ez a szakasz két részből állt. 2001-ben a területre fűmagkeveréket vetettek, amely a következő fajokat tartalmazta: csomós ebír (*Dactylis glomerata*), vörös csenkesz (*Festuca rubra*), réti csenkesz (*Festuca pratensis*), angolperje (*Lolium perenne*), réti komócsin (*Phleum pratense*), pántlikafű (*Phalaris arundinacea*). A következő évben (2002) elvégzett fásításnál a környező társulásokra (*Asperulo taurinae-Carpinetum*, *Helleboro odoro-Fagetum*) jellemző [mezei juhar (*Acer campestre*), gyertyán (*Carpinus betulus*), húsos som (*Cornus mas*), ezüst hárs (*Tilia tomentosa*)], és a Mecsekben őshonos szárazságtűrő fajokat [(egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*), virágos kőris (*Fraxinus ornus*), kökény (*Prunus spinosa*), csertölggy (*Quercus cerris*)] használtak (MECSEKI ERDÉSZETI RT. 2000). A korábbi rekultivációs tervek még a fehér akác (*Robinia pseudo-acacia*) telepítését javasolták a Zobák-aknai meddőhányó területére, azzal az indokkal, hogy az akác környezettel szembeni tűrőképessége magas, gyorsan növekszik, ezáltal képes az eróziós és deflációs folyamatok rövidtávon történő megállítására. Az akác 25-30 év elteltével letermelhető, majd egy fafajváltással a terület őshonos fajokkal való beültetése elvégezhető. Az akáccal történő betelepítés tervét végül elvetették és a már említett fa és cserjefajok alkalmazása mellett döntöttek. A telepítés során ékásót használtak a növények ültetéséhez, amely hektáronként közel 10000-es tőszámmal történt. Összesen 89000 csemetét ültettek el. (MECSEKI ERDÉSZETI RT. 2000). A rekultiváció hatására a területen egy elősegített, másodlagos szukcesszió indulhatott meg.

A területre ültetett és a spontán megtelepedett fa és cserjefajok vizsgálatához 6 db transzektet jelöltünk ki, úgy hogy a terület minél nagyobb részét reprezentatív módon fel tudjuk mérni. A transzekteteket GPS készülék segítségével mértük be, a felmérés megismételhetőségének érdekében. A transzektet a terület déli végéből indultak és északi, északnyugati lefutásúak voltak. A felvételezést 2011. május-június hónapokban végeztük.

A vizsgálat során a transzekt mentén végighaladva, az attól 1m-es távolságon belül található fákat és cserjéket felvételeztük. Minden vizsgált egyed esetében meghatároztuk a növény fajtát, megmértük a magasságát és vizsgáltuk a vad hatását. A magasság mérése mérőpálca segítségével történt. A határozás során SIMON (2000) nevezéktanát vettük alapul. A magasságokat a növény tövéhez helyezett mérőpálcáról olvastuk le, és egy ötkategóriás rendszerben értékeltük (1. táblázat), melynek alapja a csemeték ültetésekor jellemző átlagmagassága (20 cm) volt. A vad hatásának mértékét (szarvasfélék által okozott kárformákat) szintén egy ötkategóriás rendszerben vizsgáltuk (1. táblázat). Ehhez a MÉM Erdészeti és Faipari Hivatala „Az erdei vadkárók és azok értékelése” című 1987-ben kiadott javaslata alapján vett kárformákat használtuk (MÁRKUS 1987). A kapott adatokból meghatároztuk a teljes rágottsági arányt (összes rágott egyed száma / egyedek száma a vizsgálati területen \times 100). A vad hatásának felmérése során a növények állapotát szemrevételezéssel állapítottuk meg. A kategóriákat és a hozzájuk tartozó magassági osztályokat és kárformákat az 1. táblázat tartalmazza.

1. táblázat Magassági osztályok és vad által okozott kárformák
Table 1. Height categories and game damage (browsing) categories

Kategória	Magasság (cm)	Kárformák
1	0–20	Ép csemete
2	20–40	Oldalhajtásán sérült
3	40–80	Vezérhajtásán sérült
4	80–160	Többször, nagyobb mértékben sérült
5	160 <	Torz, életképtelen

Eredmények

A területen található fa- és cserjefajok felmérése során 14 faj 536 egyedét mértük fel, az általunk vizsgált 6 db transektben. Minden, a területre beültetett fa- és cserjefajt megtaláltunk, és további 6, spontán betelepedett, illetve már a rekultiváció előttről a területen maradt faj is előkerült (a rekultiváció során a területen spontán felnőtt fákat nem távolították el). Ezek a következők voltak: keskenylevelű ezüstfa, közönséges fagyal, vadkörte, fehér akác, gyepűrózsa, vadszeder. A telepített fajok aránya 88% (473 példány), a nem telepített fajok aránya 12% (63 példány). A talált fajok 69%-a fa (370 példány) és 31%-a cserje (166 példány). A fajonként eloszlást, a telepített és nem telepített egyedek arányát a 2. táblázat tartalmazza.

2. táblázat A felmérés során talált fa és cserjefajok mennyisége a vizsgált területen, telepített és nem telepített fajok aránya

Table 2. Plant number of tree and shrub species in study area, the rate of planted and spontaneous grown species

Fa/Cserjefaj	Mennyiség (db)	Százalék (%)	Telepített (%)	Nem telepített (%)
Csertölgy	62	11,57	13,11	—
Egybibés galagonya	59	11,01	12,47	—
Ezüst hárs	81	15,11	17,12	—
Fagyal	1	0,19	—	1,59
Fehér akác	29	5,41	—	46,03
Gyertyán	33	6,16	6,98	—
Húsos som	45	8,40	9,51	—
Keskenylevelű ezüstfa	1	0,19	—	1,59
Kökény	35	6,53	7,40	—
Mezei juhar	84	15,67	17,76	—
Rózsa sp.	8	1,49	—	12,70
Vadkörte	6	1,12	—	9,52
Vadszeder	18	3,36	—	28,57
Virágos kőris	74	13,81	15,64	—
Összesen	536	100	100	100

Az általunk vizsgált területen a leggyakoribb fajok a következők voltak: mezei juhar (84 db), ezüst hárs (81 db), virágos kőris (74 db), csertölgy (62 db). A telepített fajok közül legkevesebbet kökényből (35 db), és gyertyánból (33 db) találtunk. A nem telepített fajok közül legnagyobb arányban a fehér akác (46%), a vadszeder (28%) és a gyeprózsa (13%) jelent meg. Keskenylevű ezüsfából és közönséges fagyalból egy-egy példányt találtunk a felmérés során.

A telepített fajok arányát összevetettük a telepítési tervben szereplő, fa és cserjefajokra vonatkozó adatokkal (MECSEKI ERDÉSZETI RT. 2000). Eztán kiszámoltuk a különbséget a mért adatok és a tervben szereplő adatok között. A telepítési tervben szereplő értékektől a legnagyobb eltérést negatív irányban a csertölgy és a virágos kőris esetében tapasztaltunk. Az előbbi esetében 6,9, az utóbbi esetében 4,4%-al kevesebb egyedet találtunk, mint ami kiültetésre került. Az ezüst hárs és az egybibés galagonya esetében látható nagyobb mértékű pozitív irányú eltérés. Előbbi esetében 7,1%-al, míg az utóbbi esetében 4,5%-al több egyedet találtunk, mint ami ültetési tervben szerepel. A számolt különbségek minimálisak, melyeket okozhatott az ültetési tervtől való eltérés vagy az eltelt 10 év alatt az ültetett csemetékben végbemenő pusztulás is.

Az öt kategóriás rendszerben elvégezett magasságmérés eredményiből elmondható (3. táblázat), hogy a felmért egyedek nagy többsége a 3. (40–80 cm) és a 4. (80–160 cm) kategóriába tartozik, kisebb számban megtalálhatók a 2. (20–40 cm) és az 5. (160 cm-nél magasabb) kategóriába sorolható egyedek is. Legalacsonyabb 1. (0–20 cm) kategóriába tartozó példányt nem találtunk, ez a mérettartomány volt a csemeték mérete a kiültetéskor.

3. táblázat Különböző fajok egyedeinek száma a magassági osztályokban
 Table 3. The number of individuals in the five height category

Fa/Cserjefaj	Magassági osztályok				
	1	2	3	4	5
Csertölgy	0	4	13	19	26
Egybibés galagonya	0	1	17	30	11
Ezüst hárs	0	3	3	18	57
Fagyal	0	0	0	1	0
Fehér akác	0	2	2	8	17
Gyertyán	0	5	22	4	2
Húsos som	0	8	26	11	0
Keskenylevelű ezüsf	0	0	0	0	1
Kökény	0	3	19	13	0
Mezei juhar	0	3	39	29	13
Rózsa sp.	0	0	4	3	1
Vadkörte	0	0	4	2	0
Vadszeder	0	0	11	6	1
Virágos kőris	0	9	20	34	11
Összesen	0	38	180	178	140

A telepített fajok közül az ezüst hárs egyedek magassága kiemelkedő. Több mint 70%-uk (57 db) a legmagasabb 5. (160 cm felett) kategóriába tartozik. A csertölgy és az egybibés galagonya egyedek, több mint 65%-a 4., illetve az 5. magassági kategóriába tartozik. A telepített fajok közül a legalacsonyabbak a közönséges gyertyán és a húsos som példányok. Ezek magassága elmarad a többi vizsgált fajtól, egyedeik nagy része a 3. (40-80 cm) kategóriába tartozik. 5. kategóriába tartozó példányt a húsos som esetében nem, míg a gyertyán esetében csupán 2 alkalommal találtunk. A spontán megtelepedő és a területen korábról visszamaradt fa- és cserjefajok közül a legmagasabbnak a fehér akác és a keskenylevelű ezüstfa egyedei bizonyultak, melyek jellemzően 160 cm feletti.

A vad által okozott kárformákat vizsgálva elmondható (4. táblázat), hogy a területen található fák és cserjék 36%-a (195 db) az 1. (ép csemete) kategóriába sorolható. A vizsgált növények 64%-án valamilyen mértékű vadkár tapasztalható. A károsodott csemetek 61% (209 db) a 2. (oldalhajtsáson sérült) kategóriába sorolható, tehát kisebb mértékű, a fiatal egyed fejlődésre enyhébb hatást gyakorló vadkárt szenvedett. A 3. (vezérhajtsáson sérült) kategória aránya 25% (86 db), a 4.-é (többször sérült) 14% (46 db) a rágáskárt elszenvedett egyedek között. A vezérhajtsáson való sérülés és az ismétlődő vadkár már jelentős negatív hatással van az egyed növekedésére, életképességére. Az 5. kategóriába tartozó torz, életképtelen egyedeket a felmérés során nem találtunk.

4. táblázat A vizsgált kárformák aránya az egyes fajknál

Table 4. The number of individuals in five game damage (browsing) category

Fa/Cserjefaj	Kárforma osztályok				
	1	2	3	4	5
Csertölgy	32	23	6	1	0
Egybibés galagonya	26	30	2	1	0
Ezüst hárs	75	5	1	0	0
Fagyal	1	0	0	0	0
Fehér akác	11	11	4	3	0
Gyertyán	4	1	8	20	0
Húsos som	7	23	12	3	0
Keskenylevelű ezüstfa	1	0	0	0	0
Kökény	6	24	4	1	0
Mezei juhar	4	59	18	3	0
Rózsa sp.	8	0	0	0	0
Vadkörte	2	3	1	0	0
Vadszeder	14	4	0	0	0
Virágos kőris	4	26	30	14	0
Összesen	195	209	86	46	0

A telepített fa és cserjefajokat vizsgálva elmondható, hogy a vad legkevésbé az ezüsthárs, a csertölgy és az egybibés galagonya példányokat károsítja. Az ezüst hársak 93%-a, az 1. teljesen ép kategóriába tartozik, tehát semmiféle kárforma nem látható rajtuk. A vad rágásának hatása leginkább a közönséges gyertyán és a virágos kőris példányokat érinti. Előbbi esetében az egyedek 61%-a, az utóbbi esetében 19%-a a 4. többször, nagyobb

mértékben sérült kategóriába tartozik, ezek az egyedek az évenként többször ismétlődő rágás hatására, fejlődésükben elmaradtak, nem mutatják a koruknak megfelelő fizikai állapotot. A nem telepített fák és cserjék közül a vad legkevésbé a vadrózsa és a vadszeder példányokat károsítja.

Az eredmények megvitatása

A Zobák-aknai meddőhányóra telepített és az ott spontán meglepedett fa- és cserjefajok vizsgálatának eredményeiből megállapítható, hogy a rekultivációt követően tíz évvel a területre ültetett mind a nyolc fa- és cserjefaj egyedei megmaradtak, bár a telepítési tervben szereplő arányoktól kismértékben eltérnek. A terület spontán betelepülő fajokkal bővült, ami a változatos természetközeli növénytakaró létrejöttéhez jelentős mértékben hozzájárul. A rekultiváció során meghagyott fehér akác és keskenylevelű ezüstfa egyedek is megtalálhatóak a területen. Annak ellenére, hogy tájidegen fajokról van szó, mégis érdemes volt őket meghagyni, mivel védelmet nyújtottak a rekultivációt követő első években, a létrejövő növényzet számára, gátolták az eróziót, és hozzájárultak ahhoz, hogy a terület jobban illeszkedjen környezetébe. A keskenylevelű ezüstfa Magyarország területén sok helyen invazív fajként terjed, de az általunk vizsgált területen nem találoztunk fiatal egyedekkel (BOTTA-DUKÁT és MIHÁLY 2006).

Amagasságmérés során kapott adatainkat összehasonlítottuk fatermési táblák megfelelő adataival (SOPP 1974), azon fajok esetében ahol ilyen értéket találtunk a szakirodalomban. Az adatok értékelésekor a VI. leggyengébb fatermési osztályban található, az állomány 10 éves korában jellemző magassági adatokat vettük viszonyítási alapul. A fatermési táblák adatai alapján megállapítható, hogy a területen található csertölgyek magassága megfelel a 10 éves korban és az adott termőhelyen elvárható értéknek (0,8 m), bizonyos mértékig meg is haladja azt. A gyertyán és a virágos kőris egyedek magassága elmarad a koruknak megfelelő magassági értékektől (gyertyán: 1,1 m, kőris: 2,5 m). A tapasztalt különbségek okai között a kedvezőtlen termőhelyi adottságok mellett jelentős szerepe van a területen élő vadállománynak. A fiatal fákon tapasztalt vadkár a kérődző nagyvad (szarvasfélék) által okozott rügy- és hajtásrágásokban nyilvánult meg. A telepített fajok közül a csertölgy és az ezüst hárs példányokat preferálta a vad legkevésbé (rajtuk észlelhető a legkisebb mértékű rágáskár), magassági növekedésükben a vad kevésbé korlátozta őket, ezáltal a rekultivált terület képének meghatározó elemeivé váltak. A vad hatása leginkább a gyertyánon és a virágos kőrison nyilvánult meg. A gyertyán egyedek megjelenésére jellemző, hogy erős törzssel rendelkező, többször visszarágott, 50–60 cm magas bokorszerű formát mutatnak. A gyertyán egyedeken több alkalommal találoztunk többször ismétlődő rágás nyomaival, amelynek hatása jelentős lehet az egyed magassági növekedésére. Szakirodalmi adatok alapján ismert, hogy a vad táplálkozásával ezt a kárformát mindaddig képes előidézni, míg a növény „ki nem nő a vad szája alól”, azaz amíg a csúcshajtás (vezérhajtás), illetve annak rügye a vad számára elérhető magasságban vagy oldaltávolságban van. A többször visszarágott csemete ekkor bokorszerű alakot ölt, és rendszeres károsítás miatt olyan szélessé válhat, hogy a kárt okozó vad már nem éri el a tetemes palástfelületű fácska felső felületrézének közepét. Ez esetben a vad számára elérhetetlen helyről indulva, kialakul egy felfelé irányuló erőteljes hajtás, amely rendkívül gyorsan képes növekedni a kifejlett gyökérzetnek köszönhetően.

Néhány évtized elmúltával, legfeljebb az elbokrosodásra utaló törész fogja elárulni, a fa korai életében elszenvedett károkat (KÖHALMY 2002). Ennek alapján vadkár hatására méretbeli és minőségi hátrányt szenvedett, bokorszerű gyertyán és virágos kőris egyedek esetében is várható növekedés, de későbbi esetleges faipari hasznosíthatóságuk kétséges, viszont a természetközeli erdős vegetáció kialakulásához képesek így is hozzájárulni.

A fásszárú fajok felmérése során tapasztalt különbségek okát az egyes fajok eltérő életciklusa mellett a területre a vad által gyakorolt jelentős rágási nyomásnak tudhatjuk be. A vizsgált egyedek több mint 60%-a valamilyen mértékű rágaskárt szenvedett. Ez az érték kimagaslónak tekinthető, ha adatainkat összevetjük különböző őshonos fafajokból álló vagy tájidegen fajokkal betelepített erdőkben végzett kutatások adataival. Erdős vegetációval jellemezhető élőhelyen a teljes rágottsági arány 5–15% között mozog, néhány esetben eléri az 50%-ot is (SZEMETHY et al. 2004, KATONA et al. 2007). A szarvasfélék táplálkozásuk és mozgásuk során előnyben részesítik a sűrű cserjeszintű területeket, mert ott táplálékot és búvóhelyet találnak (MÁTRAI et al. 2004). A meddőhányó területe ezért a nagyvad számára ideális élőhelyet biztosít, szemben a környező területeken található gazdaságilag kezelt erdőkkel.

A meddőhányó fásítása és a faj választás tapasztalataink alapján sikeresnek tekinthető. A terület képeinek meghatározásában a rekultiváció során telepített fás vegetációnak fontos szerepe van. A rekultivációra legalkalmasabbnak a csertölgy és az ezüst hárs bizonyult az adott körülmények között, mivel az eltelt közel 10 év alatt ezek fejlődtek a legjobban és ezeken tapasztalható a legkisebb mértékű vadkár. Természetvédelmi és hosszabb távon gazdasági szempontból is jó választás volt a tájidegen akáccal szemben őshonos, a környező erdőkre jellemző fa- és cserjefajokkal elvégezni a rekultivációt. A telepített fafajok a megfelelő terület előkészítésnek (talajréteg kialakítása), és az ültetést követő gondozásnak (kaszálás a telepítést követő két évben) köszönhetően nagy számban megmaradtak és hozzájárulnak egy természetközeli, a tájba illeszkedő élőhely kialakulásához. A vadkárok elhárításának és a fák gyorsabb növekedésének érdekében a rekultiváció első éveiben ajánlott lett volna vadvédelmi intézkedéseket tenni (kerítés, kémia védelem, hang- és fémhatású, valamint szaganyagokkal működő riasztók), a rekultiváció sikeressége ezáltal fokozható és gyorsítható lett volna.

A rekultiváció törvényben meghatározott céljai teljesültek, a területen az erózió és a defláció megszűnt, stabil, a környező tájba megfelelően illeszkedő térforma alakult ki. A sikeresen végrehajtott rekultiváció hatására a tájseb részben begyógyult, a területen összefüggő és változatos növényzet jött létre, amely laikus szemlélő számára természetes életközösség látványát kelti. A növényzet jelenlegi képe leginkább egy „erdős-sztyepphez” hasonlít. A gypszintben az évelők dominálnak, a terület képét pedig a beültetett, sikeresen megtelepedett és növekedésnek indult fák határozzák meg (főleg ezüst hárs és csertölgy). Az inváziós fajok (japánkeserűfű fajok, magas aranyvessző) terjedése és a területen nagymértékben elszaporodott vadállomány a rekultiváció sikerességét veszélyeztetheti. Ez felveti a külső beavatkozás esetleges szükségességét (inváziós fajok irtása, vadkerítés alkalmazása). A rekultivációval elősegített szekunder szukcesszió hatására a terület korábban érte el a tájképileg már megfelelő állapotot, mint rekultiváció nélkül (NOVAK és PRACH 2003, BARTHA 2010), de botanikai szempontból már természetközelinek mondható társulás létrejöttéhez még legalább 25–30 évnek kell eltelnie.

A sikeresen elvégzett rekultivációval a terület ökoszisztéma szolgáltatásai is bővültek. Elsősorban a rekreációs értékre kell gondolni: kiváló kiránduló-, pihenőhely lehet a környék lakóinak számára. A sikeres rekultiváció hatására a terület állatvilága is gazdagodott (nagyvadak, rovarok, madarak). A jövőben érdemes lenne a szukcesszió további menetének rendszeres vizsgálata, a terület 5-10 évenkénti monitoringja.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondunk a Pécsi Erőmű Rt. dolgozóinak, akik szakmai tanácsokkal láttak el minket a mecseki köszénbányászattal és a Zobák-aknai meddőhányóval kapcsolatban, és megismertették velünk az elvégzett rekultiváció folyamatát. Köszönet illeti Csicsék Lászlót aki a terepi munkához szükséges felszereléseket elkészítette és segítette a terepi felmérések kivitelezésében.

Irodalom

- BARTHA S. 2010: Miért kell a MÉTA-túrának meddőhányókra menni? In: MOLNÁR CS., MOLNÁR ZS., VARGA A. (szerk.) „Hol az a táj szab az életnek teret, Mit az Isten csak jókedvében terem?”. MTA ÖBKL, Vácrátót, pp. 449-455.
- BOTTA-DUKÁT Z., MIHÁLY B. 2006: Biológiai inváziók Magyarországon. Őzönnövények II. KvVM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 10. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest pp. 50-55.; pp. 69-90.
- CZIGÁNY SZ., LOVÁSZ GY., VARGA I. 1997: Geoökológiai vizsgálatok a pécs-komlói szénbányászati térségben. JPTE-TTK Természetföldrajzi Tanszék Közlemények 5. szám, Pécs
- CSERESNYÉS I., CSONTOS P. 2012: Feketefenyővel rekultivált bauxit külfejtések vegetációjának természetvédelmi szempontú értékelése. Tájékológiai Lapok 10(2): 315–340.
- CSICSEK G., ORTMANN-NÉ AJKAI A. 2012: Rekultivált meddőhányó szekunder szukcessziójának vizsgálata a gyepszint alapján. Természetvédelmi Közlemények 18: 105-114.
- ERDŐSI F., LEHMANN A. 1984: A környezetváltozás és hatásai. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- GÓBI J., LITKEI J. 1976: Komló környékének természeti földrajza. In: Komló földrajza. I. fejezet. Komló Város Tanács, Komló, pp. 8-18.
- HENDRYCHOVA M. 2008: Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: A review of pedological and biological studies. Journal of Landscape Studies 1: 63–78.
- KATONA K., SZEMETHY L., NYESTE M., FODOR Á., SZÉKELY J., BLEIER N., KOVÁCS V., OLAJOS T., TERHES A., DEMES T. 2007: A hazai erdők cserjeszintjének szerepe a nagyvad-erdő kapcsolatok alakulásában. Természetvédelmi Közlemények 13: 119–126.
- KÓHALMY T. 2002: A vad által okozott erdészeti károk. In: Mészáros K. (szerk): Az erdei vadkár értékelése. Nyugat-Magyarországi Egyetem Sopron pp. 49–50.
- LEHMANN A. 1970: A mecseki szén- és kőbányák meddőhányóinak növényzete. Dunántúli Tudományos Gyűjtemény 94, Series Geographica 42: 153–184.
- LEHMANN A. 1972: A mecseki szén- és kőbányák meddőhányóinak termőhely-jellemzése és hasznosítási lehetőségei. Dunántúli Tudományos Gyűjtemény 111, Series Geographica 47: 153–184
- LEHMANN A. 2008: Bányászati felszínek növényzete, taljai és újrahasznosítási lehetőségei a Mecsek térségében. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest
- LÓCZY D., GYENIZSE P., PIRKHOFFER E. 2007: Veszélyforrás a város peremén: felhagyott bányaterületek Pécsen. In: OROSZ Z, FAZEKAS I. (szerk.) Települési környezet: a 2007. november 8-10-én a Debreceni Egyetem Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszéke szervezésében megrendezett Települési Környezet Konferencia előadásai. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen, pp. 165–170.
- MÁRKUS L. 1987: Erdei vadkárok és azok értékelése. Mezőgazdasági és Élelmezéstudományi Minisztérium Erdészeti és Faipari Hivatal, Budapest.
- MÁTRAI K., SZEMETHY L., TÓTH P., KATONA K., SZÉKELY J. 2004: Resource use by red deer in lowland nonnative forests, Hungary. Journal of Wildlife Management 68(4): 879–888.

- MECSEKI ERDÉSZETI RT. ÁRPÁDTETŐI ERDÉSZET 2000: PERT Rt. Zobák-aknai meddőhányójának erdőtelepítési terve, Pécs.
- MORSCHHAUSER T., MILICS G. 2009: Mapping stress in natural and artificial ecosystems. *Cereal Research Communications* 37: 577–580.
- MORSCHHAUSER T., PÁL R. 2010: Nutrient supply experiments by revegetation of mining wastelands. *Növénytermelés* 59: 85–88.
- MORSCHHAUSER T., KUN M., MILICS G. 2012: Using isoecological curves for indication of the green water distribution. 11th Alps-Adria Scientific Workshop, Smolenice, Slovakia, 2012. *Növénytermelés* 61(Suppl): 341–344.
- NOVAK J., PRACH K. 2003: Vegetation succession in basalt quarries: Pattern on a landscape scale. *Vegetation Science* 6: 111–116.
- PRACH K., PYŠEK P. 2001: Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55–62.
- PRACH K., BARTHA S., JOYCE CHRIS B., PYŠEK P., VAN DIGGELEN R., WIEGLEB G. 2001: The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: A perspective. *Vegetation Science* 4: 111–114.
- PRACH K., HOBBS J. R. 2008: Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restoration Ecology* 16 (3): 363–366.
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- SOPP L. 1974: Fatömegszámítási táblázatok: fatermési táblákkal. 2. átdolgozott bővített kiadás, Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- SZEGI J., OLÁH J., FEKETE G., HALÁSZ T., VÁRALLYAY GY., BARTHA S. 1988: Recultivation of the Spoil Banks Created by Open-cut Mining Activities in Hungary. *Ambio* 17: 137–143.
- SZEMETHY L., KATONA K., SZÉKELY J., BLEIER N., NYESTE M., KOVÁCS V., OLAJOS T., TERHES A. 2004: A cserjeszint táplálékkinálatának és rágottságának vizsgálata különböző erdei élőhelyeken. *Vadbiológia*, 11: 11–23.
- SZERÉMY P. 1981: Felhagyott bányaterületek erdősítésének lehetősége a Mecsekben. *Az Erdő* 305: 228–230.
- SZIRTES B., KISS J., LAFFERTON GY., SÜTŐ I., TISZAI L. 1993: A mecseki kőszénbányászat. – II. rész Művelődés-történeti áttekintés. Kútforrás Kiadó, Pécs, pp. 39–175.
- http://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=99300048.TV 1993. évi XLVIII. törvény a bányászatról 36.§ (1) pontja
- http://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=99600053.TV 1996. évi LIII. törvény a természet védelméről 7.§ (2) f pontja

RESEARCH OF RECULTIVATED COAL MINING SPOIL HEAP IN SW-HUNGARY

G. CSICSEK¹, A. ORTMANN AJKAI¹, D. LÓCZY²

¹University of Pécs, Faculty of Sciences, Institute of Biology

²University of Pécs, Faculty of Sciences, Institute of Geography

7622, Pécs Ifjúság út 6. e-mail: csicsek@gamma.ttk.pte.hu

Keywords: spoil heap, biological recultivation, reforestation, large game browsing, post mining landscape

Unreclaimed spoil heaps have remarkable impact of the surrounding landscape. The aesthetical value of the landscape is decreased and the damage of environmental pollution is intensified. The purpose of the recultivation is to create new habitats with semi-natural vegetation. Our study was executed in Zobak coal mine in the Mecsek Mountains, in southwest Hungary. The natural vegetation of Zobak area is oak-hornbeam (*Asperulo taurinae-Carpinetum*) and beech (*Helleboro odoro-Fagetum*) forest, which can be regarded as the target of the recultivation. Mining in Zobak area has been ended in the year of 2000. The mining company after the closure have planted grasses (2001), trees and shrubs (2002). The planted trees and shrubs: *Acer campestre*, *Carpinus betulus*, *Cornus mas*, *Tilia tomentosa*, *Crataegus monogyna*, *Fraxinus ornus*, *Prunus spinosa*, *Quercus cerris*. These species are native in Mecsek Mountains, and some of the species are very dry-tolerant. The research was carried out in spring and summer of 2011. Six transects in six directions (from north to northwest) were placed starting from the south (highest) side of the area. The species composition, and game damage of shrub and herb layer have been determined along the transects. Every woody species were recorded, and measured the height of every individuals, and defined the game damage (browsing damage). The woody species were recorded in five height (0–20, 20–40, 40–80, 80–160 and above 160 cm), and five game damage category. In the six transects 536 individuals of 14 tree and shrub species were found. All planted species were found in the study area, and moreover we found 6 spontaneous growth species (*Eleagnus angustifolia*, *Ligustrum vulgare*, *Pyrus pyraster*, *Robinia pseudo-acacia*, *Rosa canina*, *Rubus fruticosus*). The majority of measured individuals (66%) were in the 3rd (between 40–80 cm) and 4th (between 80–160 cm) height category, some individuals were in 2nd (between 20–40 cm), and 5th (above 160 cm) height category. Height of *Tilia tomentosa* and *Quercus cerris* individuals were outstanding. From the assessed 536 individuals of shrubs and trees, 195 were undamaged and 341 were browsed by large games. In this area the browsing rate is 64%, so the pressure of wildlife is high. The game damage of *Tilia tomentosa*, *Crataegus monogyna* and *Quercus cerris* individuals were low damaged, and undamaged. 93% of *Tilia* individuals were in the 1st (not browsed) game damage category. The highest browsing was found on *Carpinus betulus* and *Fraxinus ornus*. These species occurred in greater proportion in the 3rd and 4th game damage category. Recultivation followed by ten years of spontaneous development has led to diverse semi-natural vegetation, which fits well into the surrounding landscape. Compared to literature data from non-recultivated spoil heaps, recultivation accelerated the process of succession with about ten years. The damage of environmental pollution has been discontinued; Zobak spoil heap has been covered with a mosaic of tree stands and herbs. The species selection was successful, all planted species have survived, and grown properly. The two most appropriate species of recultivation are *Quercus cerris* and *Tilia tomentosa*. Legally prescribed aims of recultivation are fulfilled, but from the viewpoints of botany and nature conservation, the area is far from natural yet. In the future, more systematic examination of the course of succession, repeated every 5–10 years is recommended.

A MONYORÓDI JURA MÉSZKŐ ÉS MIOCÉN KONGLOMERÁTUM FELTÁRÁS ÉRTÉKELÉSE A FÖLDTUDOMÁNYI TERMÉSZET- VÉDELEM SZEMPONTJÁBÓL

HÁGEN András

Újvárosi Általános Iskola. 6500, Baja. Oltványi u. 14.

Kulcsszavak: Baranyai szigetrögök, Máriakémendi Formáció, földtudományi természetvédelem, abráziós konglomerátum

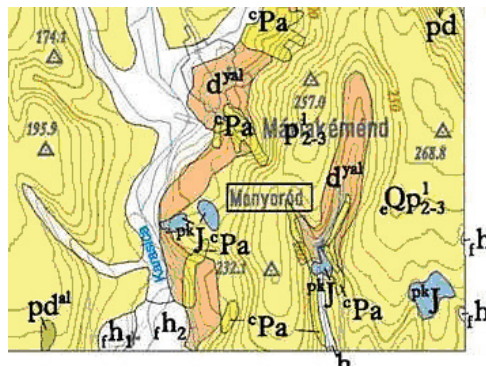
Összefoglalás: A Máriakémend–bári vonulatban, a konszolidálatlan üledékekkel borított térszínen néhány helyütt mezozoós rétegek bukkanak a felszínre. Ezek az ún. „Baranyai sziget rögök”. Kronosztratigráfiaik ezeknek a „rögöknek” az üledékei a jura kor Aaleni emeletében képződtek. Kőzetanyaguk uralkodóan mészkő és tűzköves mészkő. Az új analógiák alapján az „Aaleni tűzköves mészkő” a Máriakémendi Formációba tartozik. Napjainkban sajnálatosan nagyon kevés kibukkanás látható a felszínen az antropogén természetalkításnak köszönhetően, de Monyoródon a felszíni kibukkanásnak még jobb a helyzete. Egyik fő célom volt a monyoródi mészkő kibukkanás megismertetése, ezért az egykoron terepen járt geológusok feljegyzéseit felhasználtam, továbbá aktualizáltam azokat rétegtani szempontból. A Máriakémend–bári vonulatot – ezen belül is a monyoródi feltárást – beillesztem a Cirkum-Pannon régió tektonosztratigráfiai térképsorozataiba. A jura aaleni emeletében három fácies alakult ki a területen, amelyekben erőteljes gravitációs tömegmozgások voltak megfigyelhetőek. A jura részletes ismertetése után rátérek a miocén bádeni emeletében kialakult konglomerátumra, hogy mi is indokolta kialakulását. A miocénben kezdődött fokozatos süllyedés a monyoródi területre is hatással volt. A karbonátos képződmény magasabb része partfallá alakult, így a tengerjárás erodálta a partfalat, vagyis a hullámmozgás kőzet fragmentumokat, konglomerátumokat hozott létre. A tanulmány utolsó fejezetében tett javaslataim alapján a monyoródi mészkő kibukkanás a túrázó társadalom számára is elérhetővé, megérthetővé válna. A megértés és megismerés két féle módon történhet. Az első módszer a közvetlen terepi úton („*In situ*”) való ismertetés, ill. a nem terepi úton történő („*Extra situ*”). Az *Extra situ*-ot ismeretterjesztő füzetekkel, esetleg kirándulásvezetőkkel lehetne megoldani.

Bevezetés

A Dél-Dunántúlon, Baranya megyében két hegység található; a Mecsek, és a Villányi-hegység. E két hegység mezozoós kifejlődései – a konszolidálatlan üledékretegek alatt – nagy távolságokon át egészen az Erdélyi–középhegységig nyomon követhetők, többnyire a felszín alatt (KOVÁCS S. 1984, KOVÁCS S. et al. 1989, CSÁSZÁR G. et al. 1990, BLEAHU, B. et al. 1994, HAAS J. et al. 1995, HAAS J. 2004). Egyik ilyen előfordulás a Baranyai-dombságon található monyoródi jura kibukkanás (1. ábra).

A legelső geológus, aki megemlíti a Monyoród déli határában feltárt jura kovás mészkövet LENZ (1872) volt, aki egy fúrás lemélyítését is javasolta a Pécs–vidéki kőszénoszlet nyomozása céljából. LENZ kutatási alapján SCHAFARZIK (1904) tünteti fel könyvében a 181.a. és b. bányájaként a monyoródi mészkő feltárást. SCHAFARZIK-et követő kutató, aki részletes elemzést közöl a képződményről, IFJ. LÓCZY (1912) volt. Álláspontja szerint a monyoródi és a többi dél-dunántúli elszigetelt kibukkanás a Mecsek-hegység délkeleti részével képez kapcsolatot. IFJ. LÓCZY-t követően VADÁSZ (1913) foglalkozik a területtel, többek között Monyoróddal is. VADÁSZ a báti kútfúrás kőzetmintáit felhasználva, valamint LÓCZY kutatásait továbbfejlesztve felismeri a „déli mezozoós vonulatot”. Kutatásai során az előkerült ősmaradványok segítségével (*Megateuthis elongatum* MILLER,

Belemnites exilis D'ORB és *Belemnites blainvillei* VOLTZ az alsódogger jura rétegei között jelölte meg a formáció korát. Hegységszerkezeti és eróziós szempontból TELEGDI ROTH (1929) – VADÁSZ eredményeit felhasználva – megállapította, hogy a Zengőben tehető vonulat a kréta végén és a harmadidőszakban erodálódott a fekü szintig – ami jelen esetben gránit –, és csupán csak néhány szigettrögben (bátai, váripusztai, monyoródi stb.), valamint a Villányi-hegységben bukkannak fel mezozoós rétegek. Az 50-es években a nagyarányú iparosítás során felértékelődött kőszén miatt ismét előkerült a monyoródi fúrás dokumentációja, amelyet felhasználva SCHMIDT (1954) a bánya keleti folytatásában vélte megtalálni a kőszén jelenlétét, míg NOSZKY (1961) a déli előterében gondolta a kőszén előfordulását. Ugyancsak az ötvenes években VADÁSZ a korábbi faunalisták kiegészítésével, valamint az Ófalu és Pusztakisfalu mellett előforduló rétegek közöttani analógiája segítségével az aaleni emeletbe sorolta a monyoródi kőzetet. A következő kutatás SZEDERKÉNYI (1962, 1964) nevéhez fűződik. Ő hozta földtani kapcsolatba a további hat kibukkanást a Mórággyi-röggel. A rétegtani ismeretek bővítése céljából KASZAP (1963) vizsgálja a monyoródi és a többi Baranya megyei mészkő kibukkanást. Kutatásaival alátámasztja VADÁSZ megállapítását, amely szerint a képződmény kora aaleni, valamint alátámasztja a baranyai-rögök Mecsekhez való tartozását. Ezzel szemben WEIN (1967 a. b.) és LOVÁSZ és WEIN (1974) a Villányi-hegységhez sorolja a képződményt. KASZAP (1963) kutatásaival egyidőben egy mélyfúrás is mélyült Mo-1. számú jelzéssel. A fúrás (a fúrás száma 2948-as) a községet átszelő patak jobb oldalán található kőfejtőben készült (1. táblázat, 1. ábra). Ezt követően 1974-ben mélyült a B-1-es ivóvíz után kutató fúrás. A következő fúrás 1982-83-ban mélyült vízkutatás céljából (K-1-es jelzéssel).



1. ábra Részlet a Magyarország földtani atlasza országjáróknak című kiadványból (szerk. Budai és Gyalog 2009).

Figure 1. A part of the issue 'Geological Map of Hungary for Tourists' (ed. Budai és Gyalog 2009)

1. táblázat Az 1962-ben mélyült Mo – 1. számú fúrás földtani naplója.

Készítette: JÁMBOR 1962 (forrás: Pécsi Bányakapitányság)
 Table 1. Geological records of the Mo-1 drilling of 1962.
 Compiled by JÁMBOR 1962 (Source: Pécs District Mines Authority)

0,0–4,00 Holocén	Kőzettörmelék a kőbánya kőzetanyagából agyagos kötőanyaggal
4,00–5,00 Miocén	Konglomerátum, barnásszürke agyagos kötőanyaggal, szarukő, kilúgozott homokos mészkő darabokkal
5,00–10,50 Miocén	Agyag, agyagos, barna, meszes, kavicsos
10,50–25,00 m Jura	Homokos mészkő zöldesszürke (spongiolit), barnásszürke, szürke szarukőgumókkal, helyenként krinoidea, tüskésbőrűek, repedések mentén kalcit bevonat, illetve kitöltés
25,00–31,00 m Jura	Mészkő, Dolomit, húspiros, lilásszürke-barna, tömött
31,00–31,60 m Jura	Breccsa, barnássárga homokos mészkő kötőanyaggal 1–2 mm átmérőjű szürke márga, mészkő darabokkal, korall teleppel
31,60–44,00 Triász	Mészkő, szürke, tömött, kagylós (anizuszi mészkőre emlékeztető)
44,00–45,00 m Triász	Dolomit, világossárga, repedések mentén kalcit kiválás
45,00–57,00 m Triász	Mészkő, szürke és barnássárga, kissé repedezett, kalciterekkel, helyenként sztilolitos
57,00–64,50 m Triász	Mészkő, szürke, tömött, repedések mentén pirit kitöltés, illetve kiválás (anizuszi mészkőre emlékeztető), márga, agyagkő
64,50–200,00 m Triász	Dolomit, szürkésárga, helyenként sztilolitos, a repedések mentén kalcit és dendrit kiválás

Rétegtani vizsgálatokat végzett SCHLEMMER (1984), amelyeket diplomamunkájában publikált. A Someberk-1 és a Máriakéménd-3 mélyfúrás jura rétegeiből 13 mikrofaciés típust azonosított. A vizsgálatok során üledékföldtani és ásványtani vizsgálatokat végzett. A liász és a dogger határán három faciés alakította a környezetet. Az egyik a sekélytengeri faciés (Máriakéméndi Formáció), a másik a pelágikus faciés (Komlói Mészmárga Formáció), valamint a lejtő faciés.

A következő kutatás NÉMEDI VARGA (1998) nevéhez fűződik. Összegyűjtötte a Mecsek- és a Villányi-hegység jura képződményeit. Itt megemlíti a „baranyai rögöket”. Az utolsó kutatás SZEDERKÉNYI (2005) nevéhez kötődik, amikor is ismertette az elfeledett jelentős kőzetkibukkanásokat Baranya megyében.

További kutatások a terepen nem készültek. Magyarország litosztratigráfiai tagolása során GYALOG és BUDAI (2004) előterjesztette a Máriakéméndi Formáció elnevezést a Pusztakisfalui Mészkő Formáció helyett.

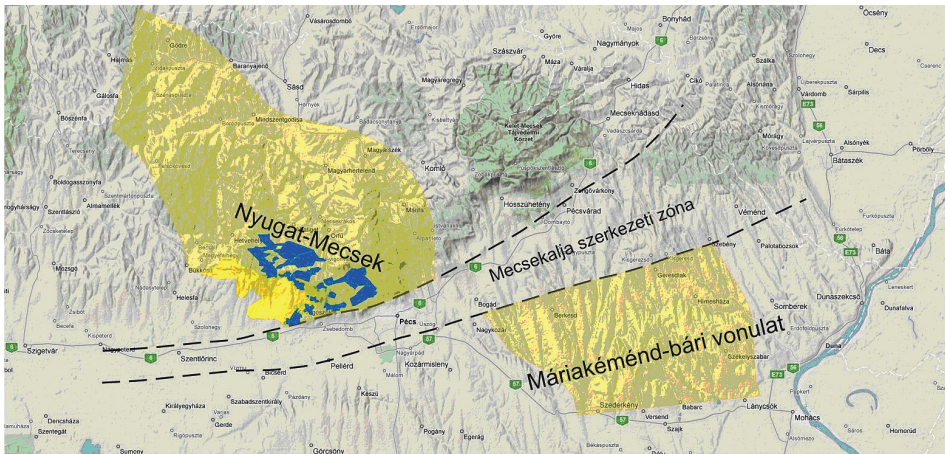
Célok, módszerek

Látható tehát, hogy egy kevésbé ismert és ismertetett, sőt „elfelejtett” képződményről van szó, amelynek ismeretanyagát jó lenne megőrizni az utókor számára, és lehetőség szerint közzétenni. Ez a feladat ma már elsősorban a földtudományi természetvédelemre vár. Vizsgálatom célja ezért egyrészt a monyoródi rétegről a kutatók által készített jegyzetek, beszámolók ismertetése és összegzése. Az egykori lito- és biosztratigráfiai vizsgálatokat az újabb rétegtani besorolások felhasználásával kiegészíttem.

A Baranya megyei mészkő földtani ismeretanyagán túl, a földtudományi természetvédelem céljai segítségével lehetőségeket ismertetek, hogy miért is fontos a mészkő bemutató helyének a kialakítása. Továbbá célom az, hogy felvázoljam, milyen módszerekkel lehetne ismertebbé és látogatottabbá tenni a képződményt.

Földtani háttér

A tanulmányban a Monyoród község déli végén felszínre bukkanó jura réteggel foglalkozom. Földtani szerkezetét tekintve a monyoródi mészkő kibukkanás a Máriakémetdi–bári vonulatba tartozik (2. ábra). Ez a vonulat egy röögökből álló egység, amely az Alföld nyugati részéig tart. Ide sorolják az öt „baranyai röögöt” a bátai és várpusztai triász mészkő kibukkanásokkal és a bári pleisztocén kálibazaltot is.

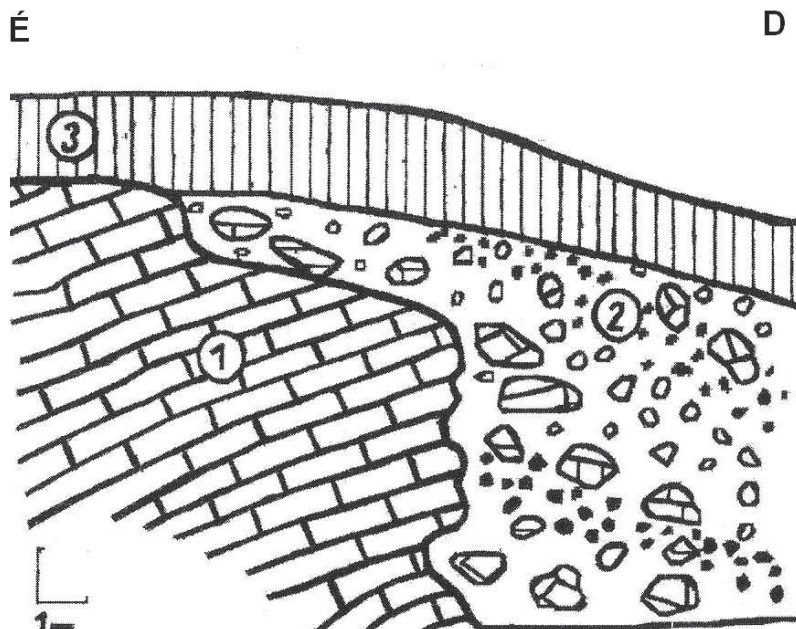


2. ábra A máriakémetdi-bári vonulat (Forrás: BARABÁS et al. 2008)
Figure 2. The Máriakémetdi-Bár Range (Source: BARABÁS et al. 2008)

Földtani fejlődéstörténete a Mecsek-egységével azonos. A Cirkum-Pannon régió terénumban a jura elején a Neotethys és a Pennini-óceánág közötti kontinentális aljzaton az intenzív tektonikai mozgások következtében a karbonátplatformok – esetünkben a Máriakémetdi-bári vonulat szárazulat részei – lesüllyedtek és sekélytengeri, pelágikus medencék jöttek létre (KOVÁCS et al. 2011). A monyoródi fűrészminták rétegorai alapján nyomon követhető a gyors transzgresszió (jura rétegekben kezdetben breccsa, majd azt felváltotta az árapály zónában képződő dolomit és a korallós mészkő képződés) és a

pelágikus medencék (tömött mészkő, amelyet a későbbiekben zöldesszürke bioturbált mészkő, homokos mészkő vált fel) létrejötté.

Monyoródon a múltban három kőfejtő ontotta a követ, de napjainkra már csak egy felhagyott kőfejtő maradt meg (3. ábra). Ez a kőfejtő jól megközelíthető a község belterületén. A főútról elkanyarodunk Monyoród irányába és a szűk bekötőúton autóval haladva az önkormányzati hivatalt követően rákanyarodunk egy földes útra, amely az egykori feltárás fedőjén halad keresztül.



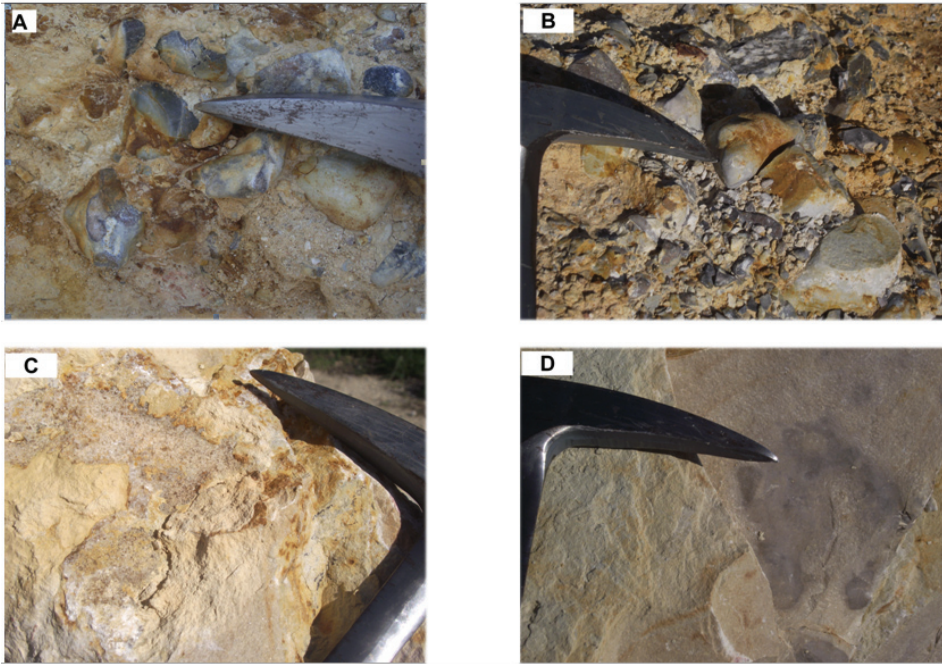
3. ábra A keleti kőfejtőben feltárt szikláspart szelvénye.

1. Tűzköves, crinoideás mészkő (aaleni emelet), 2. Konglomerátum (bádeni emelet), 3. Lősz. (KASZAP 1963)

Figure 3. Profile of the rocky coast exposed in the eastern quarry.

1. Cherty, crinoidal limestone (Aalenian stage), 2. Conglomerate (Badenian Stage), 3. Loess. (KASZAP 1963)

Az egykori keleti kőfejtőben – ami napjainkban is látható – három kőzetfácies különíthető el. Az első és legidősebb kőzet a crinoideás tűzköves mészkő. A kőzet sekélybatiális kifejlődésű halványvörös, világosbarna és sötét rideg mészkő (GYALOG és BUDAI 2004). A kőzet anyaga alsó részén még mészkő, tűzkögumókkal és tűzkörétegekkel, amelybe alárendelten homok, kőzetliszt és agyag települ (4. ábra). Ez nagymértékben annak köszönhető, hogy sekélytengeri, partközeli fáciesen képződött a mészkő és a szárazföldről nagy mennyiségben terrigén anyag került az üledékgyűjtőbe. A rétegsorban felfelé haladva a mészkörétegek fokozatosan háttérbe szorulnak, átadva helyüket a tűzkörétegeknek. RAUCSIK (1996, 2008) kutatásai szerint a mélyebb – és ez által a hűvösebb – „baranyai szigettrögök” medencéjében képződött spongiolitos mészkőbe gravitációs üledékmozgás által biomikritek, echinodermák és crinoideák kerültek. A tenger alatti felszín mélyült és egy kiterjedt tenger alatti környezet (fennsík?) alakult ki, ami által kiterjedt tűzköves mészkő ülepedett le.



A-B: Gravitációs tömegmozgások által mészszapba került intramontán szárazföldi üledék/Intermountain terrestrial sediment positioned in the calcareous mud due to gravity movements

C: A mészkő repedései mentén történt kalcit kiválás/Calcite precipitation along limestone cracks

D: Tüzkölcence a mészkőben/Chert lens in the limestone

4. ábra Jellemző üledékek és kiválások a köfejtőben
Figure 4. Characteristic sediments and minerals

Ősmaradvány tartalma *Leioceras* sp., *Phylloceras* sp., *Lytoceras* sp., *Cuspit euthis exilis*, *Cylindroteuthis balivillei*, *Rhynchonella* sp. cf. *angulata*, *Terebratula* sp., *Laocaelis parallela*, *Nodosaria* cf. *fontiensis*, *Lenticulina varians*, *Marginulina* cf. *hannoverana* és *Vaginulina* cf. *clausa* (RAUCSIK 2008). A kőzet kora jura aaleni emelet. Rétegtani szempontból a Pusztakisfalui Mészkő Formációba – az újabb előterjesztés szerint Máriakérméni Formációba (GYALOG és BUDAI 2004) is – sorolják. Az északi dőlésű jura rétegekre ellentétes dőléssel a tüzköves mészkő feldolgozott anyagából származó konglomerátum települ. Morfológiai szempontból ezen a rétegen felismerhetők a sziklás parti abrázio jelei. A szemcsék alig koptatottak 1–40 cm között váltakozva, de túlnyomórészt 5–10 cm nagyságú szemcsék alkotják (VADÁSZ 1913, KASZAP 1963).

Az őskörnyezet rekonstruálása során elmondhatjuk, hogy az új – neogén – üledékképződési feltételek a miocén időszak közepén, a felső-kárpáti alemeletben kezdődtek (BARABÁS et al. 2008). A Délkelet-Dunántúlon folyóvízi és lejtőüledékek lerakódása történt. A bádeni emelet alsó részében transzgresszió zajlott le. Így az inverzió során lesüllyedő monyoródi jura mészkő alakult át a tenger partfalává. A bádeni emelet közepétől a transzgressziót regresszió váltja fel, amely csak a szarmata emeletben szűnik meg (TANÁCS és RÁLISCH 1991, JÓZSA et al. 2009). Ebből leszögezhetjük, hogy a konglomerátum képződé-

si ideje a miocén kor alsó-bádeni emeletére szorítkozik, amikor is a szarmatában kialakult folyóvízi környezetet felváltja a bádeni emelet elején elindult tenger előntés.

Az inverzióknak köszönhetően az öböl sokkal nyitottabbá válik, de a tenger előre-nyomulása újból csak az alsó-pannoniaiban éri el Monyoródot, aminek köszönhetően a konglomerátumra tavi jellegű fehér lágy mészmárga rakódik. A mészmárga későbbiekben erodálódott és így a lepusztult részekbe kezdetben vöröses anyag települ. Az anyag képződési körülménye hideg és meleg évszakok váltakozásával járó száraz klímára enged következtetni, mert a vöröses anyag hőmérséklet-változások következtében fellépő aprózódás során jön létre. A jégkorszak utolsó időszakában, a würmben, lösz, lejtőlösz rakódott le, amely a későbbiek során helyenként lepusztult.

A földtudományi természetvédelem gyakorlati alkalmazásának lehetősége

A földtudományi értékek esetében különösen fontos a természetes környezetben történő megismerés. Egyrészt ezek az értékek nem vihetők be oktatási intézményekbe, bemutató épületekbe. Másrészt sok esetben az értékük a kialakulás folyamatában (időszakos karsztforrások), vagy a környezethez viszonyított helyzetében rejlik (mint például a bükki „kövek”).

A tanulmányban bemutatott feltárás megérdemelné a védelmet, ugyanis földtudományi természetvédelmi szempontok alapján azon rétegsorok kaphatnak védelmet, amelyek egyedi képződményt vagy egy jelentős geológiai folyamatot mutatnak be. E kritériumok szerint mindkettőt alkalmazni lehet a monyoródi feltáráson, ugyanis bemutatja Dél-Dunántúl szűk térségének, Monyoród és környezetének lokális környezeti képét a jura korban, amikor is a tektonikai folyamatok hatására pelágikus medence képződött a Dél-Dunántúl eme részén, valamint azt is, hogy a bádeni korszakban (sziklásparti abrázió során képződött konglomerátum) a Pannon-tenger milyen módon alakította át a Mecsek előterét, a 20 millió éve megkezdődött geomorfológiai inverzióban lesüllyedt térszínen.

Ami a második szempontot illeti, azt is alkalmazni lehet a feltárásra, ugyanis a Pusztakisfalui Mészkő Formációnak – az újabb analógiák alapján (GYALOG és BUDAI 2004) Máriakémendi Formáció – egyik típus feltárása lehetne, nem is beszélve a miocén abráziós partfalban képződött konglomerátumról.

A természeti értékek között különleges helyet foglalnak el élettelen voltak mellett különleges látványértékük, vagy a látogatók nagy része számára a kialakulásukat övező misztikum miatt is.

A védetté nyilvánítás mellett szükséges lenne a réteget láthatóvá tenni a túrázók számára, vagyis a figyelem felhívása „*In situ*” (közvetlen terepi) úton történjen. Ez alatt azt értem, hogy a monyoródi feltárást tájékoztató táblákkal kellene felszerelni, a főút mentén és a rétegnél egyaránt. A réteg melletti ismertetné a kőzet képződési környezetét, korát, valamint őslénytani ismérveit. A figyelem felhívó táblákat az autós atlaszokban is fel kellene tüntetni.

A réteggel kapcsolatos „*Extra situm*” (nem közvetlenül a terepen történik) bemutatás ugyancsak szükséges lenne, például egy ismeretterjesztő füzetbe, amely bemutatná Baranya megye (Mecsek és a Villányi-hegység) földtani sajátosságait. Hasonlóan a Magyarhoni Földtani Társulat és a MTA Szedimentológiai Bizottsága gondozásában 2008-ban

GALÁ CZ et al. (2008) által írott jura kori sziliciklasztikus-, és a karbonátos képződményeket bemutató útikalauzához. A monyoródi feltárással tovább lehetne bővíteni a kalauzt. E földtani képződmények bemutatására szolgáló kirándulásban helyet kapna a villányi Templom-hegy, a máriagyúdi kőfejtő, továbbá a monyoródi- és a szederkényi felhagyott kőfejtő is.

E bővítéssel egy megfelelően összeállított útikalauz lenne, amely fontos eszköze a tervezett és szervezett keretek között (LINGAUER 2002, MICHALKÓ 2003) történő ökoturizmusnak is. Az útikalauzba kerülő, jól kiválasztott és megfelelően tált információk a látogatható, ugyanakkor érzékeny objektumoknál is segíti az értékek megőrzését; a kijelölt utakon történő közlekedésre, a látványosság érzékenységére külön felhívva a figyelmet.

Köszönetnyilvánítás

A munka során nyújtott segítségért köszönetemet fejezem ki a Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar Földtani Tanszék tanárának, Szederkényi Tibornak, akinek értékes információi és szakmai véleményezése nélkül nem jöhetett volna létre a tanulmány. Továbbá köszönöm a segítséget az Eötvös Loránd Tudományegyetem Természettudományi Kar Közéttani-Geokémiai Tanszék docensének, Szakmány Györgynek, valamint a Debreceni Egyetem Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék tanáregédének, Benkhard Borbálának és nem utolsósorban Kaszap Andrásnak. Nem utolsó sorban köszönetemet fejezem ki Scharek Péternek, aki hasznos tanácsaival segítette a cikk végső formába öntéséhez.

Irodalom

- BARABÁS A., BALOGH Z., MÁZIK J. 2008: Uránérclepek kutatása a Mórággyi – hegység délkeleti előterében. *Bányászati és Kohászati Lapok*, 2–9.
- BLEAHU, M., MANTEA, G., BORDEA, S., PANIN, S., STEFANESCU, M., SIKIC, K., HAAS J., KOVÁCS S., PÉRO Cs., BÉRCZINÉ MAKK A., KONRÁD Gy., NAGY E., RÁLISCHNÉ FELGENHAUER E., TÖRÖK Á. 1994: Triassic facies types, evolution and paleogeographic relations of the Tisza Megaunit. *Acta Geologica Hungarica*, 37/3–4, 187–234.
- BUDAI T., GYALOG L. (szerk.) 2009: Magyarország földtani atlasza országjáróknak 1:200 000. Magyar Állami Földtani Intézet alkalmi kiadványa, Budapest, 248 p. <http://www.mafi.hu/mafi/hu/node/2570>
- CSÁSZÁR, G., GALÁ CZ, A., HAAS, J., KÁZMÉR, M., KOVÁCS, S., NAGYMAROSY, A., SZENTGYÖRGYI, K., VÖRÖS, A. 1990: Paleogeography of the Pannon Basin. In: RAKÚS, M., J. DERCOURT, A. E. M. NAIRN (Eds.): Evolution of the Northern Margin of Tethys (IGCP projekt 198). *Mém. Soc. Géol. France, Nouv Sér.*, 154, 63–89.
- GALÁ CZ, A., KONRÁD, Gy., RAUCSIK, B., VÖRÖS, A. 2008: Jurassic siliciclastics and carbonates of the Mecsek–Villány area. Geological excursion on the Mecsek and Villány Hills 8–10 May 2008, 43 p.
- GYALOG L. (szerk.) 2005: Magyarázó Magyarország fedett földtani térképéhez (az egységek rövid leírása) 1:100 000. Magyar Állami Földtani Intézet térképmagyarázói, Budapest, 53. p.
- GYALOG L., BUDAI T. 2004: Javaslatok Magyarország földtani képződményeinek litosztratigráfiai tagolására. *MÁFI Évi Jelentése*, 2002, 195–232.
- HAAS J., KOVÁCS S., TÖRÖK Á. 1995: Early Alpidian shelf evolution in the Hungarian segments of the Tethys margin. *Acta Geologica Hungarica*, 38(2): 95–110.
- HAAS J. (szerk.) 2004: Magyarország geológiája. Triász. ELTE Eötvös kiadó, Budapest, 384 p.
- JÓZSA S., SZAKMÁNY Gy., MÁTHÉ Z., BARABÁS A. 2009: A Mecsek és környéke miocén konglomerátum összletek felszíni elterjedése és a kavicsanyag összetétele. In: M. TÓTH T. (szerk.) 2009: Magmás és metamorf képződmények a Tiszai Egységben – GEOLITERA, Szeged, 195–217.
- KASZAP A. 1963: A Dél-Baranyai mezozoos szigettrögök. *Földtani Közönlöny* 93. 4. 440–450.
- KOVÁCS S. 1984: Tisza-probléma és lemeztectonika – kritikai elemzés a kora mezozoos fácieszónák eloszlása alapján. *Földtani Kutatás*, 27(1): 55–72.

- KOVÁCS S., CSÁSZÁR G., GALÁCS A., HAAS J., NAGY E., VÖRÖS A. 1989: The Tisza Superunit was originally part of the northern (European) margin of Tethys. In: RAKÚS, M., J. DERCOURT, A. E. M., NARIN (Eds.): Evolution of the Northern Margin of Tethys (IGCP projekt 198). Mém. Soc. Géol. France, Nouv. Sér., 154: 81–100.
- KOVÁCS S., BREZSNYÁNSZKY K., HAAS J., SZEDERKÉNYI T. 2011: A Cirkum-Pannon régió tektonosztratigráfiai terrén és ökoszisztémái térképsorozata. Földtani Közöny 141(2): 123–141.
- LENZ O. 1872: Aus dem Baranyer Komitat. Verh. d. k. k. geol. RA., Bécs. 290–294.
- LINGAUER J. 2002: Az ökoturizmus fejlesztése Magyarország Nemzeti Parkjaiban. – In: „Ökoturizmus a Kárpát-medencében” c. konferencia kiadványa. Magyar Turizmus Rt. és Budapesti Gazdasági Főiskola, Budapest.
- LÓCZY L. 1912: Baranya vármegye déli hegyvidékének földtani viszonyai. M. Kir. Földtani Intézet Évi Jelentése, Budapest. 171–182.
- LÓCZY L. 1912: A Villányi és a Báni-hegység geológiai viszonyai. Földtani Közöny, Budapest. 672–695.
- LOVÁSZ GY., WEIN GY. 1974: Délkelet-Dunántúl geológiája és felszínfejlődése. Pécs, Baranya Megyei Levéltár Kiadványa, Baranya Monográfia sorozat, 215 p.
- MICHALKÓ G. 2003: A fenntartható fejlődés ökoturisztikai aspektusai Magyarországon. Turizmus Bulletin 4: 13–21.
- NÉMEDI VARGA Z. 1998: A Mecsek- és a Villányi-Egység jura képződményeinek rétegtana. In: BÉRCZI I., JÁMBOR Á.: Magyarország geológiai képződményeinek rétegtana. MOL Rt.–MÁFI, Budapest, 518 p.
- NOSZKY J. 1961: Magyarország jura képződményei. Magyar Állami Földtani Intézet Évkönyve 49(2): 375–392.
- RAUCSIK, B. 1996: Petrographic study on Jurassic profile near Máriakéménd village, Southern Baranya hilly country, S Hungary. Acta Min.-Pet., Szeged, 37: 165–180.
- RAUCSIK, B. 2008: Szederkényi, abandoned quarry. In: GALÁCS A., KONRÁD GY., RAUCSIK B., VÖRÖS A.: Jurassic siliciclastics and carbonates of the Mecsek–Villány area. Geological excursion on the Mecsek and Villány Hills 8–10 May 2008, 43 p.
- SCHAFARZIK F. 1904: A magyar szent korona országainak területén létező kőbányák. Franklin-Társulat Könyvnyomdája, Budapest.
- SCHLEMMER K. 1984: A Somberek-1 és Máriakéménd-3 mélyfúrás jura rétegsorának mikrofácies és üledékföldtani vizsgálata. Diákköri dolgozat. ELTE Közvetlen-Geokémiai Tanszék.
- SCHMIDT E. R. 1954: A baranyai hegységcsoport nagyszerkezete és a liász-szén további feltárási lehetőségei geomechanikai megvilágításban. Bányászati Lapok 9 (87): 426–427.
- SZEDERKÉNYI T. 1962: Adatok a baranyai Duna-menti mezozoos sziget rögök ismeretéhez. – Kézirat.
- SZEDERKÉNYI T. 1964: A baranyai dunamenti mezozoos szigetrögök földtani viszonyai. Földtani Közöny 94(1): 27–32.
- SZEDERKÉNYI T. 2005: Ma már nem látható, jelentős kőzetkibúvások Tolnában és Baranyában a Duna mentén. In: BUGYA T., WILHELM Z. 2005: Tanulmányok Tóth Józsefnek. Pécsi Tudományegyetem Földtudományi Doktori Iskola, Pécs, 209–215.
- TELEGDI ROTH K. 1929: Magyarország geológiája I. A magyar föld és az azt környező területek hegyszerkezetének kialakulása. Danubia Könyvkiadó, Pécs, 173 p.
- TANÁCS J., RÁLISCH L.-NÉ 1991: Magyarázó Magyarország kianozoos képződményeinek alulnézeti térképéhez (1:500000). MÁFI, Budapest, 48 p.
- VADÁSZ E. 1913: A Zengővonulat és a környező dombvidék földtani viszonyai. A Magyar Királyi Földtani Intézet Évi Jelentése 1913-ról. 336–352.
- WEIN GY. 1967a: Délkelet-Dunántúl hegység szerkezeti egységeinek összefüggése az óalpi ciklusban. Földtani Közöny 97(3): 286–293.
- WEIN GY. 1967b: Délkelet-Dunántúl hegység szerkezete. Földtani Közöny 97(4): 371–395.

ASSESSMENT OF THE JURASSIC LIMESTONE AND MIOCENE CONGLOMERATE
EXPOSURES OF MONYORÓD IN TERMS OF EARTH SCIENCE CONSERVATION

A. HÁGEN

Újvárosi Általános Iskola
H-6500, Baja, Oltványi u. 14.

Keywords: Baranyai Island blocks, Máriakéménd Formation, geoscientific environmental protection,

On the field of Máriakéménd-Bár ridge – covered with unconsolidated sediment – Mesozoic layers emerge. These are the so-called “Baranyai Island blocks”. In chronostratigraphic sense the sediment of these blocks were formed in the Aalen stage of Jurassic time. Their mineral composition is dominated by limestone and flinted limestone. According to new analogies the „flinted limestone of Aalen” is included in the Máriakéménd Formation. Unfortunately, due to the antropogenic tenure, currently only few of these emergences can be observed, except that in Monyoród. My main goal was to introduce the limestone emergence in Monyoród. For my approach I used the records of geologists who already have investigated the area and I updated them from a stratigraphic perspective. I intend to insert the Máriakéménd-Bár ridge – and within this the exploration in Monyoród – in the tectonostographic map series of Circum Pannon region. According to the Aalen hypothesis of Jurassic time, three facies had been formed in the area where strong gravitational mass movement had been observed. Following a detailed description of the Jurassic period, attention is devoted to the conglomerate of the Badenian Stage of the Miocene, to the cause of its formation. The gradual sinking since the Miocene had had an effect also on the Jurassic beds of Monyoród. The carbonate structure had sunk while from its higher part a cliff was formed. The tides eroded the cliff thus the wave motions resulted in the formation of rock fragments and conglomerates. According to my suggestions made in the last chapter of this study, the emergence in Monyoród could be of touristic interest. The understanding and knowledge can be achieved in two ways: first by *in situ* experience, second by *extra situm* with informative dissemination products.

MAGYARORSZÁGI KISTÁJAK FÖLDMINŐSÉGE A D-e-METER SZÁNTÓ MINŐSÍTÉSI ELJÁRÁS SZERINT

TÓTH Gergely¹, RAJKAI Kálmán², BÓDIS Katalin¹, MÁTÉ Ferenc³

¹Európai Bizottság, Közös Kutatóintézet

21027 Ispra Via Fermi 1208, Olaszország e-mail: gergely.toth@jrc.ec.europa.eu

²Magyar Tudományos Akadémia Agrártudományi Központ Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet

1022 Budapest, Herman Ottó u. 15. rajkai@rissac.hu

³Pannon Egyetem Georgikon Mezőgazdaságtudományi Kar

8360 Keszthely, Deák Ferenc u. 16.

Kulcsszavak: talajtermékenység, földminősítés, földminőség térkép, nagytájak

Összefoglalás: Magyarország kistájjait a D-e-Meter rendszer szántó minősítési eljárását használva minősítettük. A kistájak talajainak minősége és a talajfélések kistájban betöltött területi arányai alapján számoltuk a kistájra jellemző földminőség mutatót. A kistájanként számszerűsített eredmények összehasonlítása révén értékeltük az ország szántóföldi növénytermesztési lehetőségeinek területi megoszlását. A kapott földminősítési eredmények alapján a kistájak termőföldjeinek minőségét bemutató és a kistájak földminőségi össz-potenciálját ábrázoló áttekintő térképeket szerkesztettünk. A kistájak között az Enyingi-hát jellemezhető a legmagasabb átlagos földminőség értékkel (108 D-e-Meter pont) míg a Vitézyi-rögök kistája a legalacsonyabbal (20 pont). Az országos átlag 50,2 pont. A természetföldrajzi nagytájak közül a Kisalföld a legtermékenyebb, 68,9 pontos földminőségi átlagával. Ezt a Nagyalföld (63,4 pont), Dunántúli Domság (60,9 pont) majd a jóval kevésbé termékeny Nyugat-magyarországi peremvidék (48 pont) Észak-magyarországi-középhegység (46,8 pont) és az általában legkedvezőtlenebb termőhelyi adottságú Dunántúli-középhegység (41,6 pont) követi. A nagytájakéhoz hasonlóan a kistájankénti átlagos értékek is jelentős minőségbeli változatosságot takarhatnak, ugyanakkor a kapott országos áttekintő térképek általánosságban a korábbiaknál megbízhatóbb képet adnak a hazánk földminőségi mintázatáról.

Bevezetés

A föld minőségét hagyományosan a mezőgazdasági termelésre való alkalmasság alapján ítéljük meg. A mezőgazdasági alkalmasság alapja a talaj termékenysége és az ebből következő produktív képessége. A földminősítés során a produktív képesség mennyiségi kifejezése a cél. Hazánk mezőgazdasági területeinek földminősítésére az első próbálkozások a 18. században történtek, miután II. József császár 1783-ban meghirdette a földadóztatásról szóló tervét. A 19. század végére készült el a termelés közzgazdasági elemeit is figyelembe vevő aranykoronás rendszer, ami valójában (közzgazdasági) földértékelési rendszer, a mezőgazdasági területeken megtermelhető tiszta jövedelem kifejezésére (FÓRISZ et al. 1972). Az aranykoronás rendszer készítésének időszakában hazánk talajtakarójáról nagyon kevés ismeretanyag állt rendelkezésre. Az éppen csak megindult talajtérképezés nem szolgáltatott még kellő tudományos talajtani alapot átfogó, országos földkataszter elkészítésére. Ugyanakkor, az akkori legkiválóbb talajtani szakemberek is úgy vélték, hogy a földminősítés során szükséges lett volna az akkor már rendelkezésre álló talajismereti eredményeket felhasználni. HORUSITZKY (1898) konkrét talajvizsgálattal mutatta ki a hozadéki rendszer ellentmondásait. A talajainkról meglévő ismeretek bővülésével – különösen a II. világháború utáni térképezési munkák eredményeként –, a talajtani eredményeknek a földértékelésben való hasznosítását egyre több szakember látta indokoltnak (DÉR 1957, FEKETE 1965, MÁTÉ 1960, SÍK 1958, STEFANOVITS 1963). Ezen

elgondolások gyakorlati megvalósítása felé a részletes 1:10.000-es méretarányú genetikai talajtérképezés nyitotta meg az utat. A 20. század második felében dolgozták ki a talajtérképi információkra épülő, szakértői becslésen alapuló, ún. 100 pontos földminősítési rendszert, amely a talajprодукtivitást kifejező talajértékszámokon kívül domborzati és meteorológiai tényezőket is figyelembe vett (FÓRIZSNÉ et al. 1972). A 100 pontos rendszer alapján MÁTÉ és SZÜCS (1974) szerkesztett országos átnézetes földminőség térképet, a földminőségi viszonzszámokat egységesen alkalmazva az ország teljes területésre. A rendszer az 1980-as években az aranykorona leváltása céljából hivatalos bevezetésre is került (MAGYAR KÖZLÖNY 1986, MÉM 1982).

A 100 pontos földminősítés hagyományait követve, a 2000-es évek elején indult el a D-e-Meter program, amelynek célja egy modern földminősítő rendszer kidolgozása volt. A széles szakmai összefogással kidolgozott rendszer (GAÁL et al. 2003; TÓTH 2009) egységes keretbe foglalja a talajaink termékenységét tükröző, mért termésadatokon és azok korszerű statisztikai elemzésén nyugvó talajminőségi mérőszámokat, szántóföldi kultúrákban gazdasági növényenként csakúgy, mint különféle célú súlyozott összesítésüket. A D-e-Meter rendszer olyan szerkezetben összegzi a talajok produktivásáról meglévő tudást, amely biztosítja a talajminőségi számok értékállóságát csakúgy, mint az időszakonkénti karbantartásuk lehetőségét, és a környezet egyéb rendszereivel való összefüggések számszerűsíthető feltárását.

A D-e-Meter rendszer, bár alapvetően parcella részletességű alkalmazásra lett kidolgozva, statisztikai alapokon nyugvó, számszerű mutatókkal tette lehetővé a mezőgazdasági területek különböző léptékű földminőségi jellemzését (TÓTH 2009). Evvel a többszintű megközelítéssel az egyes parcellákhoz kapcsolódó növénytermesztési feladatok tervezésén kívül egyéb tudományos, oktatási és regionális tervezési feladatok is támogathatók.

Jelen munkánkban a magyarországi természetföldrajzi kistájak (DÖVÉNYI 2010) földminősítésének eredményeiről számolunk be. A földminőség, még ha kizárólag a mezőgazdasági területek termékenységének mutatóját értjük is alatta, a művelési ág, a természet kultúra függvényében változhat. A jelen munkában ismertetett termőhely minősítés a szántó művelési ágban, öntözés nélküli kultúrákban mutatott produktivitás kifejezését célozza, s nem célja az egyéb művelési ágak (szőlő, erdő, stb.) és a mezőgazdasági földhasználaton kívüli minősítés.

A kistájak potenciális szántóföldjeinek minőségét kistájankénti átlagértékekkel jellemeztük és a kistájak össz-potenciálját is számszerűen jellemeztük, annak érdekében, hogy képet kaphassunk a kistájak növénytermesztési lehetőségeiről. A kistájankénti földminőségeket országos összehasonlításban mutatjuk be és a minősítési munkák eredményét átnézetes térképeken is ábrázoljuk. A kistájakra vonatkozó, átnézetes földminőség térkép segítheti a regionális tervezést és oktatási célra is alkalmazható.

Anyag és módszer

Kistájak talajmintázata

Munkánkban a természetföldrajzilag lehatárolt kistájak – amelyek a magyarországi földrajzi elemzések alapegységének tekinthetők (MAROSI és SOMOGYI 1990) –, talajféléseire számoltunk földminőségi viszonzszámokat.

A talajok kistájakra jellemző típusait és területi megoszlását a MÉM Földügyi és Térképészeti Hivatal 1:100 000 méretarányú agrotopográfiai térképei alapján állítottuk össze. A térképen a talajfoltok kódszámai tartalmazzák a talajfoltokra vonatkozó talajtani információkat (VÁRALLYAY 1985). A kistájak talajtakaróját és talajtípusait a talajfoltok szemcseösszetétele, kémhatása, mészállapota, vízgazdálkodása, szervesanyag-tartalma és termőrétegvastagsága összesítésével jellemeztük (DÖVÉNYI 2010).

A kistájakon előforduló talajok földminőség értékei alapján számítottuk a kistájra jellemző földminőséget, figyelembe véve az adott talajok kistájon belüli területi arányait. (Hasonló módon, mint ahogy pl. egy parcella földminőségét is a talajfoltok minősége és területi részesedése alapján számolhatjuk).

A szántók földminősítési eljárása

A földminőségi viszonyszámok meghatározása a D-e-Meter rendszer eljárásán nyugszik (TÓTH 2009), tehát ezt a földminősítési eljárást alkalmaztuk kistájak talajtakarójának minősítéséhez. A D-e-Meter rendszer országos, parcella szintű földhasználati adatbázisok (AIIR adatbázis; BARANYAI et al 1986), mintaterületi domborzat- talaj- és növénytermesztési információk (balatonfelvidéki és kislalföldi mintaterületek) valamint az Országos Trágyázási Tartamkísérleti Hálózat adatbázisainak statisztikai feldolgozásával került kidolgozásra és validálásra (GAÁL et al. 2003, TÓTH 2009). A földminősítési eljárás során a növényigényekkel összhangban határozták meg a talajok produktivitási viszonyszámát.

Az eljárás a földminőségi viszonyszámok számítását a főbb gazdasági növényeként illetve növénycsoportonként a genetikai talajféleséghez, mint a talajtulajdonságok évjáratos és szezonális dinamikáját is kifejező jellemzőhöz kötve végzi. A számítás alapját a talajok vízgazdálkodási tulajdonságai, kiegészítve a tápanyagdinamikát befolyásoló talajtényezők értékelésével és tápanyagellátottsági szintek figyelembe vételével adja meg. Eljárásunk a bonitáció során számításba jöhető tényezőket illetve azok együttesét a termésképzésben betöltött súlyuk és fontosságuk szerint veszi figyelembe. Mivel a genetikai talajosztályozás altípus szinten elkülönített egységei nem adnak teljes információt a várható termésekről, ezért a talajokat az alacsonyabb taxonómiai szinteken is bonitálni szükséges.

A D-e-Meter eljárás során az egyes termőhelyek talajfoltjai minőségének számításakor először meghatározzuk, hogy az adott termőhely milyen vízgazdálkodási kategóriájú. Az adott vízgazdálkodási kategóriákra, domborzati viszonyokra, meteorológiai körzetre, növényeként meghatározunk a produktivitást jellemző viszonyszámokat, amik az ország átlagos produkciós értékéhez viszonyítva adják meg az adott termőhelyre jellemző relatív produkciós (földminőségi) értéket. A jellemző értékeket két (alacsony és optimális) trágyázási intenzitási szintre adjuk meg. Az agrotechnikai eljárások közül a kijuttatott trágyák minőségének és mennyiségének a hatását veszi elsősorban figyelembe a számítási eljárás. A minimális tápanyagbevitel mellett számolt termékenységi viszonyokból kiindulva határozzuk meg a nagyobb adagú trágyázás érvényesülését leginkább segítő tényezőket, valamint a tápanyaghasznosulás hatásmechanizmusát. Az így kapott összefüggések alapján parametrizáltuk a talajtulajdonságok, a tápanyagszintek és a trágyadózisok termékenységre gyakorolt hatását. A földminőségi pontértékek tehát két különböző trágyázási (művelési intenzitási) szinten (extenzív és intenzív) jellemzik a produkciós viszonyokat. A D-e-Meter rendszer tehát két viszonyszámot állapít meg: egy „extenzív”

viszonyszámot az alacsony trágyadózisokra és egy „intenzív” viszonzyszámot a termés-képzés maximumához szükséges optimális tápanyagellátottság kialakításához szükséges trágyadózisokra. (Ezek a trágyadózisok természetesen talajonként eltérőek). Az „extenzív” D-e-Meter pontok az összes magyarországi termőhelyet tekintve 1–100 közötti pontskálán helyezkednek el, ahol „1” a legkevésbé termékeny termőhely relatív produktivitási indexe, míg „100” a legproduktívabbé. Az „intenzív” D-e-Meter pontok 100 pontot meghaladók is lehetnek, (a mai agrotechnikai színvonal mellett) maximálisan a 150 pontot is elérhetik.

A Kistájak egyes területein érvényesülő klimatikus hatásokat a talajok minősítésekor figyelembe vesszük, mégbedig az agrometeorológiai nagytájak összefüggésében, mivel az országos földminősítés agrometeorológiai körzetesítése a meteorológiai nagytájak szerint történt (TÓTH 2009). A földminőség meteorológiai meghatározottságát tehát a magyarországi agrometeorológiai körzetekre kidolgozott viszonzyszámok alapján határoztuk meg. Ezek a viszonzyszámok a meteorológiai körzetek és a főbb gazdasági növények szerint jellemzik a klimatikus agrárpotenciált, illetve lehetőséget nyújtanak a klimatikus szempontból várható hozamkülönbségek kifejezésére. Jelen munkánkban a kistájak várható, „átlagos” meteorológiai viszonyai mellett adunk földminősítési jellemzést. Ez a megközelítés a klímaváltozás által módosuló meteorológiai viszonyok között a későbbiekben folyamatos felülvizsgálatot, illetve karbantartást igényel, amihez folyamatosan megújuló növénytermesztési adatbázisokra lesz szükség.

Az általános produkciós minőség a termesztett növények szerinti minőségi viszonzyszámok alapján kerül kiszámításra, oly módon, hogy a növények produkciós indexe az adott növény országos vetésterületben elfoglalt aránya szerinti súlyt kap. Az egyes kistájak sokszor nagyon változó vetésszerkezetét nem vettük külön-külön figyelembe. Jelen munkánkban tehát nem készítettünk egyedi kistáj minősítéseket, hanem a kistájakat egy általános, országos viszonyrendszer alapján értékeltük. Evvl azt a megközelítést alkalmaztuk a kistájakra amit – a munkánk előzményét is jelentő MÁTÉ és SZÜCS (1974) által készített ábrázolás – is alkalmazott. A későbbiekben érdemes lehet az egyes kistájakra jellemző speciális szempontokat is érvényesíteni, ami egy újabb kutatás keretében lehet megvalósítható.

Az áttekintő földminőség térképek elkészítése

A térképszerkesztéshez használt geoinformatikai adatbázis geometriai alapja a kistájhatárok vektoros digitalizált térképi állománya, amelyhez kapcsolódó relációs adattáblában a kistájak poligonjaihoz hozzárendeltük az előforduló talajok listáját, a kistájban betöltött területi arányukkal és a hozzájuk tartozó, – a bemutatott eljárással számolt – intenzív művelés mellett érvényes földminőségi viszonzyszámmal.

A kistájra jellemző átlagos földminőséget a kistájban előforduló talajfélések földminősége alapján, azok területi arányával súlyozva számoltuk. Az így megszerkesztett térkép az intenzív művelésű szántók minősítési eljárása alapján mutatott földminőségét tükrözi. Fontos megjegyezni, hogy a kistájakon belül a szántók általában a legjobb tulajdonságú területeken terülnek el, míg más művelési ágak a gyengébb termőhelyeken. Ezek arányai és térbeli elrendezésük folyamatosan változnak. Ugyanakkor ettől – tehát a változások követésétől, vagy egy adott időpontra érvényes művelési ág specifikus minősítéstől – függetlenül is érdemes teljes áttekintését adni a kistájak általános földminőségéről. Ez

természetesen különböző mutatókkal történhet, jelen cikk a lehetőségek közül az intenzív művelésű szántóföldi potenciált mutató földminőség kifejezését tartalmazza.

Eredmények és megvitatásuk

A hazai természetföldrajzi kistájak szántóinak minősítésekor a kistájak átlagos földminőségét D-e-Meter pontértékekkel jellemeztük. Az ország nagyobb tájainak földminőségét szintén vizsgáltuk.

A 2006-os adatok alapján (KSH 2006) hazánk 245 kistájából 244- ben folyt szántóföldi művelés. A kistájak átlagos földminőségének átlaga 52.4 D-e-Meter pont volt, amittől a kistájak földminősége átlagban 18.8 ponttal tért el.

Az 1. táblázat hazánk valamennyi kistájának átlagos földminőség értékét mutatja. Azokét is, ahol nagyon kismértékű a szántó hasznosítás. A nagytáj-középtáj-kistáj felosztásban bemutatott adatokból megállapítható, hogy a négy legnagyobb átlagos termékenyséű kistáj a Dunántúlon található. Növekvő D-e-Meter értékszám szerint ezek: a Közép-Mezőföld (101), a Kálóz-Igari löszhátak (102), a Váli-víz síkja (107), és az Enyingi-hát (108). Földminőségi értékük több mint kétszer akkora, mint a Dunántúl szántóföldjeinek átlagos értéke. Ugyanakkor a legkisebb termékenyséű kistájak között is előfordulnak a Dunántúl kistájai.

A Tokaj-Zempléni hegyvidék Vitányi-rögök kistája a legkisebb termékenyséű az országban 20-as értékszámmal. Növekvő értékszámmal a következő három kis termékenyséű kistáj a Dunántúlon található. Ezek a Sümeg-Tapolcai-hát 20.5 D-e-Meter ponttal, a Keszthelyi-fennsík 20.9, a Kab-hegy-Agártető-csoport kistája 21.1 D-e-Meter ponttal. A legrosszabb minőséű (legalacsonyabb pontú) területek szántókénti hasznosítását általában nem javasoljuk. A gyenge termőhelyek nagy része jelenleg is erdősített, vagy gyeppel, esetleg más művelési ágban hasznosul.

1. táblázat Magyarország természetföldrajzi kistájainak átlagos földminősége, D-e-Meter ponttal kifejezve

Table 1. Mean cropland potential of geographical microregions of Hungary, expressed by D-e-Meter index

kistáj kód	kistáj	átlagos földminőség	kistáj kód	kistáj	átlagos földminőség
1.1.11.	Vác-Pesti-Duna-völgy	49,9	1.7.13.	Hevesi-ártér	40,4
1.1.12.	Pestihordalékkúp-síkság	45,2	1.7.14.	Szolnoki-ártér	46,3
1.1.21.	Csepeli-sík	67,3	1.7.15.	Jászság	65,4
1.1.22.	Solti-sík	99,2	1.7.21.	Tiszafüred-kunhegyesi-sík	72,8
1.1.23.	Kalocsai-Sárköz	68,8	1.7.22.	Szolnok-túri-sík	81,5
1.1.24.	Tolnai-Sárköz	69,7	1.7.23.	Tiszazug	73,0
1.1.25.	Mohácsi-sziget	71,1	1.7.31.	Hortobágy	69,5
1.1.26.	Mohácsiteraszosik	64,6	1.8.11.	Marosszög	42,8

1. táblázat folytatása
Contd. Table 1.

kistáj kód	kistáj	átlagos föld-minőség	kistáj kód	kistáj	átlagos föld-minőség
1.2.11.	Gerje-Perje-sík	71,9	1.8.12.	Dél-Tisza-völgy	52,8
1.2.12.	Pilisi-Alpári-homokhát	42,4	1.9.11.	Hatvani-sík	57,3
1.2.13.	Kiskunsági-homokhát	35,8	1.9.12.	Tápióvidék	48,6
1.2.14.	Bugaci-homokhát	33,0	1.9.21.	Gyöngyösi-sík	64,2
1.2.15.	Dorozsma-Majsai-homokhát	43,7	1.9.22.	Hevesi-sík	50,1
1.2.16.	Kiskunsági-lőszőshát	70,4	1.9.31.	Borsodi-Mezőség	62,4
1.3.11.	Illancs	31,1	1.9.32.	Sajó-Hernád-sík	67,3
1.3.12.	Bácskailőszőssíkság	76,6	1.9.33.	Harangod	77,0
1.4.11.	Érd-ercsi-hátság	95,8	1.10.11.	Közép-Nyírség	43,4
1.4.12.	Váli-vízsíkjá	107,0	1.10.12.	Északkelet-Nyírség	69,6
1.4.21.	Közép-Mezőföld	101,0	1.10.13.	Délkelet-Nyírség	53,1
1.4.22.	Velencei-medence	87,5	1.10.14.	Dél-Nyírség	50,2
1.4.23.	Sárrét	92,8	1.10.21.	Nyugati- vagy Lőszős-Nyírség	52,3
1.4.24.	Sárvíz-völgy	56,4	1.11.11.	Hajdúhát	82,7
1.4.25.	Dél-Mezőföld	67,6	1.11.12.	Dél-Hajdúság	87,4
1.4.31.	Enyingi-hát	109,0	1.12.11.	Dévványai-sík	43,9
1.4.32.	Káloz-Igari-lőszhátak	102,0	1.12.12.	Nagy-Sárrét	65,4
1.4.33.	Sió-völgy	77,0	1.12.13.	Berettyó-Kállóköze	74,5
1.5.11.	Dráva-sík	61,9	1.12.14.	Érmelléki löszös hát	85,2
1.5.12.	Fekete-víz	86,0	1.12.21.	Bihari-sík	35,1
1.5.13.	Nyárad-Harkányisík	75,5	1.12.22.	Kis-Sárrét	54,3
1.6.11.	Beregi-sík	37,2	1.12.23.	Körös menti sík	62,8
1.6.12.	Szatmári-sík	29,9	1.13.11.	Csanádi-hát	92,2
1.6.13.	Bodrogeköz	34,6	1.13.12.	Békési-hát	86,4
1.6.14.	Rétköz	38,1	1.13.21.	Békési-sík	86,3
1.7.11.	Taktaköz	40,9	1.13.22.	Csongrádi-sík	79,9
1.7.12.	Borsodi-ártér	58,9	1.13.23.	Körösszög	95,3
2.1.11.	Szigetköz	61,1	3.1.11.	Soproni-hegység	26,9
2.1.12.	Mosoni-sík	81,1	3.1.12.	Fertőmelléki-dombság	42,3
2.1.21.	Fertő-medence	54,0	3.1.13.	Sopron-medence	64,6
2.1.22.	Hanság	53,8	3.1.21.	Kőszegi-hegység	25,7
2.1.31.	Kapuvári-sík	69,0	3.1.22.	Vas-hegy és Kőszeghegyalja	40,1

1. táblázat folytatása
Contd. Table 1.

kistáj kód	kistáj	átlagos földminőség	kistáj kód	kistáj	átlagos földminőség
2.1.32.	Csornai-sík	67,1	3.1.23.	Pinka-sík	47,9
2.2.11.	Marcal-medence	73,7	3.1.31.	Felső-Örség	27,5
2.2.12.	Kemenesalja	58,4	3.1.32.	Vasi-hegyhát	23,6
2.2.13.	Pápa-Devecseri sík	62,5	3.2.11.	Ikva-sík	57,8
2.3.11.	Győr-Tatai-teraszvidék	85,0	3.2.12.	Répcse-sík	47,2
2.3.12.	Igmánd-Kisbéri-medenc	77,6	3.2.13.	Gyöngyös-sík	63,3
2.3.13.	Almás-Táti-Duna-völgy	76,8	3.2.14.	Rábaiteraszossík	66,9
			3.2.15.	Rába-völgy	56,6
			3.3.11.	Alsó-Kemeneshát	39,5
			3.3.12.	Felső-Kemeneshát	50,2
			3.4.11.	Felső-Zala-völgy	64,9
			3.4.12.	Kerka-vidék(Hetés)	47,9
			3.4.13.	Közép-Zalai-dombság	42,7
			3.4.21.	Egerszeg-Letenyei-dombság	38,1
			3.4.22.	Principális-völgy	46,0
			3.4.23.	Zalaapáti-hát	49,6
			3.4.24.	Alsó-Zala-völgy	40,3
			3.4.25.	Zalavári-hát	71,9
			3.4.31.	Mura-Balpartisík	29,6
4.1.11.	Kis-Balaton-medence	45,4	5.1.11.	Tátika-csoport	40,0
4.1.12.	Kelet-Külső-Somogy	48,1	5.1.12.	Keszthelyi-fennsík	20,9
4.1.13.	Somogyi parti sík	75,7	5.1.21.	Badacsony-Gulács-csoport	32,3
4.1.14.	Balaton	nincs	5.1.22.	Balaton-felvidék és kis-medencéi	35,0
4.1.15.	Baltoni-riviéra	41,3	5.1.23.	Vilonyai-hegyek	26,0
4.1.16.	Tapolcai-medence	26,9	5.1.31.	Veszprém-Nagyvázsonyi-medence	30,2
4.1.17.	Keszthelyi-riviéra	49,8	5.1.32.	Kab-hegy-Agártető-csoport	21,1
4.2.11.	Nyugat-Külső-Somogy	55,2	5.1.33.	Sümeg-Tapolcai-hát	20,4
4.2.12.	Kelet-Külső-Somogy	83,8	5.1.34.	Devecseri-Bakonyalja	31,2
4.2.13.	Dél-Külső-Somogy	84,2	5.1.41.	Öreg-Bakony	29,8
4.3.11.	Marcali-hát	39,8	5.1.42.	Bakonyikismedencék	27,6

1. táblázat folytatása
Contd. Table 1.

kistáj kód	kistáj	átlagos föld-minőség	kistáj kód	kistáj	átlagos föld-minőség
4.3.12.	Kelet-Belső-Somogy	54,8	5.1.43.	Keleti-Bakony	26,8
4.3.13.	Nyugat-BelsőSomogy	53,1	5.1.44.	Veszprém-Devecseri-árok	24,8
4.3.14.	Közép-Dráva-völgy	58,7	5.1.51.	Pápai-Bakonyalja	50,9
4.4.11.	Mecsek-hegység	36,2	5.1.52.	Pannonhalmi-dombság	40,8
4.4.12.	Baranyai-hegyhát	42,7	5.1.53.	Súri-Bakonyalja	43,9
4.4.21.	Völgység	64,5	5.2.11.	Bársonyos	47,1
4.4.22.	Tolnai-hegyhát	85,2	5.2.12.	Által-ér-völgy	45,4
4.4.23.	Szekszárdidomság	72,8	5.2.13.	Móri-árok	47,4
4.4.31.	Pécsi-síkság	69,4	5.2.21.	Vértes-fennsík	21,7
4.4.32.	Geresdi-dombság	38,7	5.2.22.	Vértesperemvidéke	48,7
4.4.33.	Villányi-hegység	36,4	5.2.23.	Gánti-medence	47,6
4.4.34.	Dél-Baranyai-dombság	75,0	5.2.31.	Zámolyi-medence	60,4
4.4.41.	Észak-Zselic	54,7	5.2.31.	Zámolyi-medence	60,4
4.4.42.	Dél-Zselic	68,4	5.2.32.	Sörédi-hát	77,3
			5.2.32.	Sörédi-hát	77,3
			5.2.33.	Lovasberényi-hát	79,3
			5.2.33.	Lovasberényi-hát	79,3
			5.2.34.	Velencei-hegység	40,7
			5.3.11.	Nyugati-Gerecse	34,0
			5.3.12.	Központi-Gerecse	24,9
			5.3.13.	Keleti-Gerecse	58,6
			5.3.14.	Gerecseikismedencék	47,7
			5.3.21.	Etyeki-dombság	75,9
			5.3.22.	Zsámbéki-medence	77,4
			5.3.31.	Budai-hegyek	34,5
			5.3.32.	Tétényi-fennsík	46,2
			5.3.33.	BudaörsiésBudakeszi-medence	54,8
			5.3.41.	Pilisi-hegyek	42,8
			5.3.42.	Pilisimedencék	58,3
6.1.11.	Visegrádi-Dunakanyar	49,3	6.5.32.	Upponi-hegység	40,0
6.1.12.	Visegrádi-hegység	57,0	6.6.11.	Aggteleki-hegység	37,5
6.2.11.	Központi-Börzsöny	38,0	6.6.12.	Alsó-hegy	32,5
6.2.12.	Börzsönyikismedencék	52,0	6.6.21.	Rudabányai-hegység	35,0

1. táblázat folytatása
Contd. Table 1.

kistáj kód	kistáj	átlagos földminőség	kistáj kód	kistáj	átlagos földminőség
6.2.13.	Börzsönyi-peremhegység	45,9	6.6.22.	Szalonnai-hegység	32,5
6.3.11.	Kosdi-dombság	41,1	6.6.23.	Bódva-völgy	38,8
6.3.12.	Nézsza-Csévári-dombság	53,0	6.6.24.	Tornai-dombság	36,6
6.3.21.	Központi-Cserhá	42,2	6.7.11.	Központi-Zemplén	36,8
6.3.22.	Galga-völgy	57,6	6.7.12.	Abaúji-hegyalja	55,5
6.3.23.	Ecskendi-dombság	43,2	6.7.21.	Tokaji-hegy	44,8
6.3.24.	Cserhátalja	60,8	6.7.22.	Szerencsi-dombság	58,3
6.3.31.	Terényi-dombság	49,5	6.7.23.	Hegyalja	41,8
6.3.32.	Szécsényi-dombságü	46,4	6.7.31.	Hegyközi-dombság	24,0
6.3.41.	Karancs	37,5	6.7.32.	Vitányi-rögök	20,0
6.3.42.	Litke-Etesi-dombság	35,7	6.8.11.	Alsó-Ipoly-völgy	41,0
6.3.51.	Gödöllői-dombság	67,4	6.8.12.	Középső-Ipoly-völgy	52,4
6.3.52.	Monor-Irsai-dombság	66,2	6.8.13.	Nógrádi-medence	52,5
6.4.11.	Magas-Mátra	37,5	6.8.21.	Zagyva-völgy	57,7
6.4.12.	Nyugati-Mátra	36,7	6.8.22.	Medves-vidék	40,8
6.4.13.	Déli-Mátra	31,3	6.8.23.	Felső-Tarnai-dombság	41,9
6.4.21.	Keleti-Mátraalja	49,9	6.8.24.	Tarna-völgy	36,0
6.4.22.	Nuygati-Mátraalja	53,9	6.8.31.	Ózd-Egercsehi-medence	42,6
6.4.23.	Mátraalja	40,1	6.8.32.	Pétervári-dombság	42,7
6.4.24.	Parád-recski-medence	53,0	6.8.41.	Sajó-völgy	51,6
6.5.11.	Bükk-fenns	38,0	6.8.42.	Putnoki-dombság	39,0
6.5.12.	Észak-Bükk	37,5	6.8.51.	Szendrői-rögvidék	36,6
6.5.13.	Déli-Bükk	35,9	6.8.52.	Rakacai-völgymedence	40,3
6.5.21.	Tárkányi-medence	43,0	6.8.53.	Keleti-Cserehát	53,4
6.5.22.	Egri-Bükkalja	51,6	6.8.54.	Nyugati-Cserehát	53,5
6.5.23.	Miskolci-Bükkalja	49,7	6.8.61.	Hernád-völgy	44,7
6.5.31.	Tardonai-dombság	34,9	6.8.62.	Szerencsköz	80,5

Az ország fő tájegységei termőhelyi potenciáljának a kistájak földminőségi pontjai alapján számított pontérték alapján megállapítottuk, hogy a hat főbb tájegység átlagos földminőség értékei között jelentősek a különbségek (2. táblázat). A természetföldrajzi nagytájak közül a Kisalföld a legtermékenyebb, 68,9 pontos földminőségi átlagával. Ezt a Nagyalföld (63,4 pont), Dunántúli Dombság (60,9 pont) majd a jóval kevésbé termékeny Nyugat-magyarországi peremvidék (48 pont) Észak-magyarországi-középhegység

(46,8 pont) és az általában legkedvezőtlenebb termőhelyi adottságú Dunántúli-középhegység (41,6 pont) követi. Országosan egységes viszonyítási rendszerbe helyezve újabb számszerű bizonyítást nyert a közismert tény, hogy – az ország összpotenciáljának mintegy 60%-ával – hazánk nagytájai közül az Alföld rendelkezik a kimagaslóan legnagyobb növénytermesztési potenciállal, köszönhetően a jó földminőségnek és természetesen a legnagyobb területi kiterjedésének (2. táblázat).

2. táblázat Magyarország nagytájainak földminősége D-e-Meter értéksszámmal kifejezve
Table 2. Land quality of geographical macroregions expressed by D-e-Meter indices

A nagytájak			
neve	területe (km ²)	átlagos földminősége (D-e-Meter pont)	összesített földminősége országos összehasonlításban (%)
Nagyalföld	51344	63,4	59,4
Kisalföld	5576	68,9	7,0
Nyugat-magyarországi peremvidék	7195	48,0	6,3
Dunántúli-dombság	11822	60,9	13,1
Dunántúli-középhegység	6377	41,7	4,9
Észak-magyarországi-középhegység	10882	46,8	9,3

A nagytájak átlagos földminőség értékei (a 2. táblázat) ugyanakkor csak erős általánosításként értelmezhetők, hiszen azok nem tükrözik a tájegységeken belüli különbséget. Ugyanígy, a kistájakon belül is jelentős változatossága lehet a szántóterületek földminőségének (DÖVÉNYI 2010). Természetesen a talajféleségek változatossága a földminőség változatosságát is jelenti. Ebből következően az „átlagos” érték mögött jelentős különbségek lehetnek. Nem véletlen, hogy bármely földminősítés valójában csak parcella szinten – vagy parcellán belüli talajfoltra! – ad megbízható értéket. Ugyanakkor a kevésbé részletes térképeken általánosított országos áttekintésnek is fontos szerepe lehet a tudományos vizsgálatokban, tervezésben, vagy oktatásban.

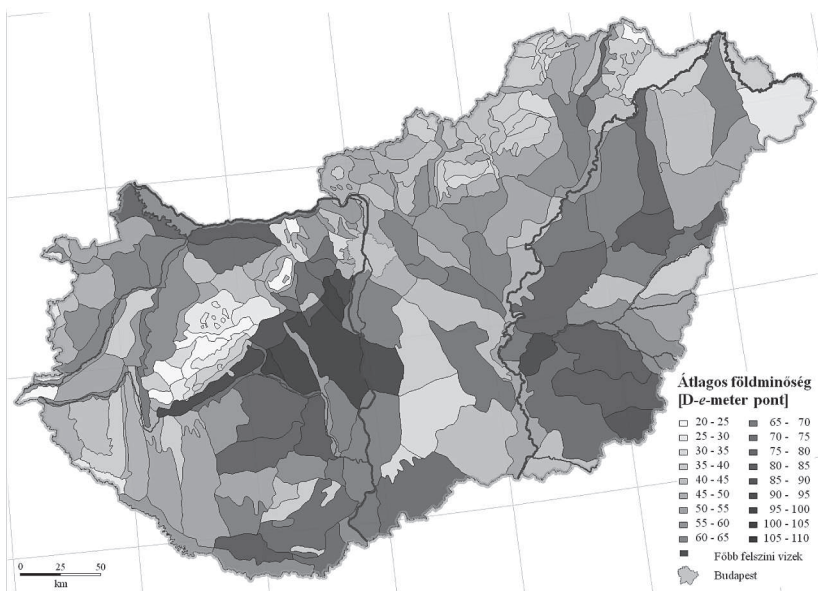
Az 1. ábra alapján megállapíthatjuk, hogy a Dunántúlon nagy különbségek vannak az egyes kistájak szántóinak átlagos termékenységében, míg a Duna-Tisza közén a kistájak földminőségi átlaga némileg kiegyensúlyozottabb. A Duna-Tisza köze kistájai földminőségének kiegyensúlyozottságát az alacsony és közepes minőségű területek túlsúlya határozza meg. Az ország kistájainak átlagos minőségét mutató térképről (1. ábra) a Dunántúl változatos földminőségi mintázata és a Tiszántúli vidékek átlagosan nagyobb értékű földminősége is világosan látszik. Ez a mintázat jó hasonlóságot mutat az ország földminőségét ábrázoló korábbi térképek mintázataival, így MÁTÉ és SZÜCS (1974) térképével.

A földminőség mintázatának ismerete a mezőgazdasági fejlesztések tervezésén túl komplex földhasználat-tervezési döntéshozatalt is segíthet, például az infrastruktúrális beruházások térbeli optimalizálását is. A termőföldcsökkenés, ezen belül is a jó minőségű szántók – infrastruktúra-fejlesztési célú – művelésből kivonásának Európában

megfigyelhető trendje az elmúlt években Magyarországon is érvényesült (TÓTH 2012). A kistájak szántóföldjeinek minőségét bemutató térkép (1. ábra) hozzásegít a természetföldrajzi szempontokat is érvényesítő, az ország hosszú távú élelmiszerbiztonsááta és a gazdaságfejlesztési igényeket szolgáló fejlesztések kidolgozásához.

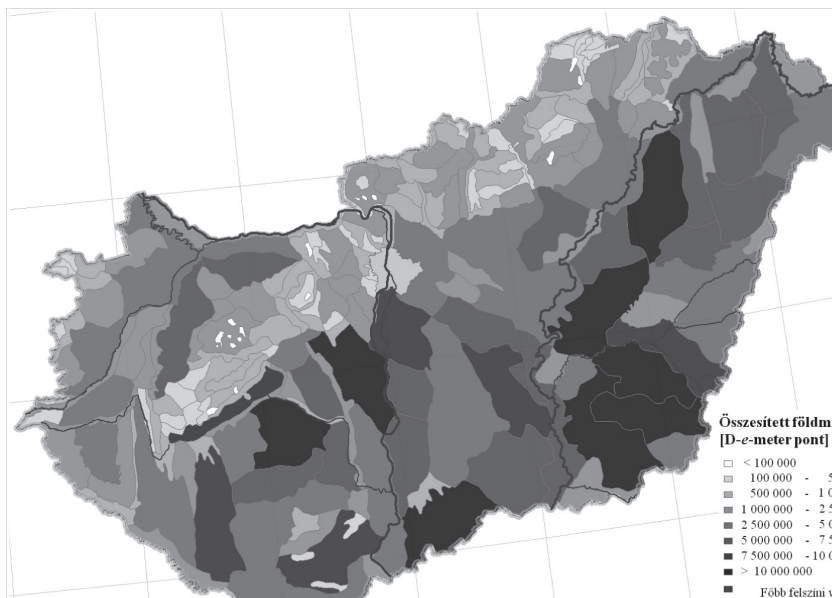
A kistájak átlagos növénytermesztési potenciálja, illetve annak kiaknázási lehetőségei mellett a szántóföldi területek összes potenciálja is fontos lehet. A D-e-Meter ponttal jellemzett földminőség kistájankénti összesített értékeit ezért külön térképen ábrázoltuk (2. ábra).

A legnagyobb, azaz 100.000 hektárnál nagyobb szántóterülettel rendelkező kistájak (Csongrádi-sík, Szolnok-túri-sík, Bácskai löszös síkság, Békési-hát, Közép-Mezőföld, Békési-sík) területei egyben kiváló minőségűek is. A Dunántúli-középhegység és az Észak-Magyarországi-középhegység kistájain ezzel szemben kis területű, és rossz minőségű szántók találhatók. Természetesen a mezőgazdasági hagyományok, a tájképi elemek védelme, a természetvédelmi és a társadalmi szempontok ezekben a kistájokban is egyértelműen indokolhatják a szántók további művelését.



1. ábra Áttekintő térkép Magyarország kistájainak földminőségéről a D-e-Meter rendszer szántó minősítési eljárása szerint (D-e-Meter ponttal kifejezve)

Figure 1. Land quality of Hungarian geographical microregions based on the D-e-Meter cropland evaluation system (expressed by D-e-Meter land quality indices)



2. ábra Magyarországi kistájak összesített földminősége a D-e-Meter rendszer szántóföldminősítési eljárása alapján (D-e-Meter ponttal kifejezve)
 Figure 2. Land potential of Hungarian geographical microregions expressed with D-e-Meter cropland quality indices

A kistájak földminőségét és területük nagyságával arányos növénytermesztési potenciálját bemutató térképek újfajta áttekintést adnak hazánk talajtakarójának hasznosítási lehetőségeiről. Az elkészített térképanyag segítheti a természetföldrajzi környezetbe illesztett egyéb regionális elemzéseket is, és oktatási célra is javasolható.

Irodalom

- DÉR J. 1957: Kataszteri újraosztályozás talajtani alapon. Agrártudomány 9 (4) 11–18.
- DÖVÉNYI Z. (szerk) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. Második, átdolgozott és bővített kiadás Budapest: MTA Földrajztudományi Kutatóintézet. ISBN 978-963-9545-29-8
- EEA 2012. Corine Land Cover 2006 raster data. Version 16. European Environmental Agency, Koppenhága
- FEKETE Z., 1965: Útmutató a talajok gyakorlati minősítéséhez. Mg-i Kiadó Bp.
- FÓRIZS JNÉ., MÁTÉ F., STEFANOVITS P. 1972: Talajbonitáció-földértékelés. Agrártudományi Közlemények 30.
- GAÁL, Z., DEBRECZENI, B.-NÉ, KUTI, L., MAKÓ, A., MÁTÉ, F., NÉMETH, T., NIKL, I., SPEISER, F., SZABÓ, B., SZABÓNÉ KELE, G., SZAKADÁT, I., TÓTH, G., VASS, J. és VÁRALLYAY, GY. 2003: D-e-Meter az intelligens környezeti földminősítő rendszer. In: GAÁL, Z., MÁTÉ, F., TÓTH, G. (szerk.) Földminősítés és földhasználati információ. Keszthely, 2003. december 11–12. Országos konferencia kiadványa. Veszprémi Egyetem; pp. 3–21.
- GAÁL Z., MÁTÉ F., TÓTH G. (szerk.) 2003: Földminősítés és földhasználati információ. Keszthely, 2003. december 11–12. Országos konferencia kiadványa. Veszprémi Egyetem. p. 379 Keszthely, 2003. december 11–12. Országos konferencia kiadványa. Veszprémi Egyetem; p. 379
- HORUSITZKY H. 1898: Muzsla és Béla község határainak agronom-geológiai viszonyai. Földtani Intézet Évkönyve 12(2): 197–229.

- MAGYAR KÖZLÖNY 1986: A Magyar Népköztársaság Elnöki Tanácsának 1986. évi 27. számú törvényerejű rendelete a földértékelésről szóló 1980. évi 16. számú törvényerejű rendelet módosításáról. Magyar Közlöny 54. sz. 1462–1466.
- MAROSI S., SOMOGYI S. 1990: Magyarország kistájainak katasztere II. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest. p. 1023.
- MÁTÉ F. 1960: Megjegyzések a talajok termékenységük szerinti osztályozásához. Agrokémia és Talajtan 9: 419–426.
- MÁTÉ F., SZÜCS L. 1974: A talajminőség térképe 1:500000 Magyarország Regionális Atlasza I–VI. MÉM Országos Földügyi és Térképészeti Hivatala, Budapest p. 475
- MÉM (Mezőgazdasági és Élelmezéstudományi Minisztérium) 1982: Táblázatok a földértékelés végrehajtásához. MÉM, Budapest
- SÍK K. 1958: A helyi talajváltozatok országos minősítése a részletes talajtérképeken. OMMI Évkönyv IV. (1956–57) 59–78., 359–378.
- STEFANOVITS P. 1963: Magyarország taljai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- TÓTH G. 2009: Hazai szántóink földminősítése a D-e-Meter rendszerrel. Agrokémia és Talajtan 58(2): 227–242.
- TÓTH G. 2012: Impact of land-take on the land resource base for crop production in the European Union. Science of the Total Environment 435–436: 202–214.
- VÁRALLYAY GY. 1985: Magyarország 1:100 000 méretarányú agrotopográfiai térképe. Agrokémia és Talajtan 34(2): 243–248.

LAND QUALITY OF THE GEOGRAPHICAL MICROREGIONS IN HUNGARY
BASED ON THE D-E-METER CROPLAND EVALUATION

G. TÓTH¹, K. RAJKAI², K. BÓDIS¹, F. MÁTÉ³

¹European Commission, Joint Research Centre
21027 Ispra Via Fermi 1208, Italy e-mail: gergely.toth@jrc.ec.europa.eu

²Hungarian Academy of Sciences, Centre for Agricultural Research
Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry
1022 Budapest, Herman Ottó u. 15. rajkai@rissac.hu

³University of Pannonia Georgikon Faculty
8360 Keszthely Deák F. u. 16. talajtan@georgikon.hu

Keywords: soil productivity, land evaluation, land capability map, geographical macroregions

Cropland potential of Hungarian geographical microregions was evaluated using the D-e-Meter cropland evaluation system. Comparative assessment was performed to characterize the spatial distribution of cropland potentials of the country. Based on the results of the land quality assessment we produced overview maps to display the mean land quality and the sum of cropping potential of the geographical microregions of Hungary. Among all microregions the Enyingi-hát can be characterised with the highest average land quality (108 D-e-Meter point), while the lowest mean value was found at the Vitányi-rögök (20 point). The mean of the country is 50.2 point. The six geographical macroregions of the country shows differences in their mean land qualities. In general, the Little Hungarian Plain have the highest land quality (68.9 point on average) followed by the Great Hungarian Plain (63.4), which also holds nearly 60% of the total cropping potential of the country, also due to its vast area. The Trans-Danubian Mountains has the poorest soil among all macroregions. Similar to the land qualities within macroregions, land quality within the microregions can show high level of heterogeneity too. Nevertheless the mean figures and the overview maps produced on their basis can be useful for regional planning, scientific research and also for educational purposes.

A MADÁRFÉSZEK-ANALÍZIS ALKALMAZÁSÁNAK TESZTELÉSE VÁROSI ÉLŐHELYEKEN

PATKÓ László, UJHEGYI Nikolett, HELTAI Miklós

Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Vadvilág Megőrzési Intézet
2100 Gödöllő, Páter Károly út 1., e-mail: patkolaszlo88@gmail.com

Kulcsszavak: nem-invazív módszer, madárfészek-analízis, urbanizáció, szőr morfológia, Gödöllő, Merzse-mocsár

Összefoglalás: Számos faj alkalmazkodott jól az emberi településekhez és a városi környezethez. A városi élőhelyek biodiverzitásának vizsgálata többek között a ritka vagy rejtőzködő fajok miatt alapvetően nehéz feladat. A nehezen vizsgálható fajok esetében különösen fontosak válnak az úgynevezett nem-invazív (*noninvasive*) vizsgálati módszerek, amelyek az állat megfogása, jelölése nélkül juttatnak minket a jelenlétükhöz kapcsolódó információkhoz. Ilyen módszerekkel fontos adatok szerezhetőek az emlősállatok szőreiből is, mivel azok a határozási módszertől függetlenül nemzetségre, fajra, vagy akár egyedre vonatkozó információkat is adhatnak. Vizsgálatunkban a gyűjtött szőrszálak makroszkopikus és mikroszkopikus határozását választottuk. A makroszkopikus tulajdonságokon kívül egy szőrnek négy fontos mikroszkopikus tulajdonságát vettük figyelembe a határozásnál; a kutikula mintázatát az alnyélen (1) és a legvastagabb ponton (2), a medulla mintázatát a legvastagabb szakaszon olajos festéssel (3) és anélkül (4). Vizsgálatunkat két helyszínen végeztük, egy városi maradvány élőhelyfoltban, a Merzse-mocsárban, valamint a mára már teljesen városi parkká vált gödöllői Alsóparkban, és a Szent István Egyetem környékén. A Merzse-mocsárban 11 kategóriát különítettünk el, ezek a következők voltak: vándorpatkány (*Rattus norvegicus*), mezei nyúl (*Lepus europeus*), menyét-hermelin (*Mustela nivalis-M. erminea*), vidra (*Lutra lutra*), nagy pele (*Glis glis*), ember (*Homo sapiens*), mogorós pele-erdei pele (*Muscardinus avellanarius-Dryomys nitedula*), kutyafélék (*Canidae*), denevérek (*Chiroptera*), rágcsálók (*Rodentia*) és azonosíthatatlan (Unident.). A Gödöllőn gyűjtött madárfészekből összesen hét kategóriát alkotunk. Ezek a következők voltak: mezei nyúl (*Lepus europeus*), ló (*Equus caballus*), közönséges vakond (*Talpa europea*), kutya (*Canis familiaris*), mogorós pele (*Muscardinus avellanarius*), ember (*Homo sapiens*) és azonosíthatatlan (Unident.). Véleményünk szerint a madárfészek-analízis egy jól használható nem-invazív módszer városi területek esetében is. A gyakorlat elsajátításához viszont sok idő és referenciayang szükséges.

Bevezetés

A biodiverzitást, a földi élet változatosságát számos tényező fenyegeti. Ezek közé a tényezők közé sorolhatjuk a fajok gyors és tömeges kihalásait, a túlhasznosítást, az exotikus és invazív fajok betelepítését, valamint az élőhelyvesztést és fragmentációt. Utóbbi kategóriába szokás sorolni az urbanizációt is (HUNTER 1995). Az urbanizált területek elterpeszkedésére jó példa, hogy amíg az Egyesült Államokban 1990 és 2000 közötti években a városokban 3-5%-al nőtt a népesség, addig a városok területe 50%-al növekedett (ADAMS et al. 2005). A városok terpeszkedése és az urbanizáció azonban nem csak élőhelyvesztést okozhat, de utat nyithat számos faj megjelenésére városi környezetben. A magas fajszámot vagy egyedsűrűséget produkáló városi élettér esetében, az lehet a magyarázat, hogy az urbanizált élőhely a sok kis változatos habitat miatt eredendően változatosabb, mint a környező terület (REBELE 1994). A fajok városi megtelepedéséhez hozzájárulhat a települések melegebb mikroklímája, a búvóhelyek megléte és a növekvő táplálékforrások kialakulása is (ADAMS et al. 2005).

A biodiverzitás vizsgálata éppen azért nehéz feladat, mert eredendően többszintű. A fogalom magába foglalja az egész földi életben rejlő változatosságot és gazdagságot, tehát a fajokon túl az ökoszisztémák, gének és számos egyéb tényező diverzitását is.

Az ökoszisztémák komplex rendszerében pedig a városi élőhelyeknek is helyet kell adni (HUNTER 1995). Azt gondolhatnánk, hogy konzerváció biológiai szempontból ezek az élőhelyek kevésbé jelentősek, hiszem csak gyakori és nagy elterjedési területtel rendelkező fajok jelennek meg bennük. Jó ellenpélda lehet erre a Budapesten telelő vándorsólyom (*Falco peregrinus*) (http1), egy ausztráliai bandikut faj (*Peramelles gunni*), amelynek jelentős állománya él Hamilton külvárosában (HUNTER 1995), vagy a Kalifornia szerte veszélyeztetett San Joachim kitróka (*Vulpes macrotis mutica*), amelynek életképes állománya található meg Bakersfield városban (VAN HORN JOB és CYPHER 2011). Az ökoszisztémák (így a városi élőhelyek) diverzitása szempontjából azonban nem csak a ritka fajok megőrzése, kezelése és vizsgálata fontos.

Az ilyen nehezen vizsgálható vagy rejtőzködő fajok esetében rendelkezésünkre állnak úgynevezett nem-invazív (*noninvasive*) vizsgálati módszerek is, amelyek az állat megfogása, jelölése nélkül juttatnak minket a jelenlétükhöz kapcsolódó információkhoz. Vadbiológiai és konzerváció biológiai szemszögből nézve a nem-invazív módszereknek a lényege, hogy a megfigyelő és a vizsgált állat között csak közvetett kapcsolat jön létre (TABERLET et al. 1999, LONG et al. 2008), így a jelenlétünkkel nem befolyásoljuk az állatok viselkedését és nem tesszük ki azokat fölösleges stressznek. Ilyen módszerekkel fontos adatok szerezhetőek az emlősállatok szőreiből is. A szőrszálakból számos emlőst fajszinten azonosíthatunk. Az azonosítást alapvetően kétféle lehet, alapulhat a szőrszál morfológiáján, kvalitatív és kvantitatív tulajdonságain (TÓTH 2002, 2008, TEERINK 1991, SEILER 2010, DE-MARINIS és ASPREA 2006), másrészt pedig lehet a szőrhagymából nyerhető DNS az azonosítási alap (DOMINGO-ROURA et al. 2006, AMENDOLA-PIMENTA et al. 2010, BALESTRIERI et al. 2010). A DNS-analízisen alapuló módszereknek a hibája lehet, hogy bizonyos meteorológiai körülmények között (meleg, nedves idő) a DNS hamar elveszti az azonosítási értéket, továbbá az is, hogy a szőrmintában található DNS mennyisége fajonként eltérő lehet (KENDALL és McKELVEY 2008). Többek között ilyen esetekben lehet jól használható a szőr morfológiai tulajdonságaira alapozott vizsgálat. KENDALL és McKELVEY (2008) megemlítik továbbá, hogy a DNS alapján történő határozás magas költségekkel is jár.

Előfordulnak olyan „iker-fajpárok” (pl. nyest és nyuszt), amelyeket morfológiai módszerekkel nem vagy csak nagy mintaszám esetében lehet azonosítani (TÓTH 2003), a legtöbb esetben azonban nemzetség vagy fajszintjén megtörténhet az azonosítás. TEERINK (1991) a szőr hat tulajdonságát tartja fontosnak a határozáshoz, a kutikula mintázatát az alnyélen (1) és a legvastagabb ponton (2), a szőr keresztmetszetét a legvastagabb szakaszon (3), a medulla mintázatát a legvastagabb szakaszon olajos festéssel (4) és anélkül (5), valamint a medulla szélének a mintázatát (6). TÓTH (2003) és TEERINK (1991) egyaránt megemlítik, hogy a fedőszőrök (*guardhair*-GH) alkalmasak azonosításra, a pihe- vagy pehelyszőröknek (*underhair*-UH) kevés azonosításra használható tulajdonsága van.

Alkalmazhatóság tekintetében a morfológiai módszerek hasonlóak a DNS-analízisen alapuló módszerekkel, noha előbbi nem alkalmas genetikai variabilitás meghatározására és egyedek közötti különbség tételére. Táplálkozásvizsgálatokra vagy általános emlősfaunisztikai vizsgálatokra (TÓTH 2008) viszont tökéletesen alkalmas lehet.

A madárfészkek-elemzés (TÓTH 2008) egy új, nemzetközi szinten is elfogadott módszer. Egyes énekesmadár fajok előszeretettel használnak szőröket a fészkek bélésanyagához. A fiókák kirepülése után ezek a fészkek begyűjthetők és a bennük található szőrszálak segítségével faunisztikai adatokat szolgáltathatnak. Az urbanizáció térnyerésével (PAT-

TERSON et al. 2003) és a rejtőzködő fajok (pl. nyest) városon belüli megjelenésével (TÓTH et al. 2007, TÓTH et al. 2010, SZŐCS és HELTAI 2010) ez a nem-invazív módszer új eszközt adhat a vadbiológusok, a konzerváció biológiával foglalkozó szakemberek, valamint a városi vadgazdálkodók kezébe, a városi vadvilág jobb megismeréséhez.

Dolgozatunkban arra kerestük választ, hogy (1) lehet-e elegendő fészket találni városi területeken a madárfészkek-elemzés módszerének alkalmazásához, (2) a fészkek bélésanyagában találhatóak-e emlősszőrök, és ha igen, akkor (3) milyen fajok mutathatók ki városi környezetből?

Anyag és módszer

Vizsgálati területek és mintavételi eljárás

Vizsgálatunkat két helyszínen végeztük, egy városi maradvány élőhelyfoltban, a Merzse-mocsárban (2011) és annak környékén, illetve a mára már teljesen városi parkká vált gödöllői Alsóparkban és a Szent István Egyetem környékén (2012).

A Merzse-mocsár Budapest XVII. kerületében található. A terület 1977 óta élvez védelemet (http2). A mocsarat mezőgazdasági területek, mezővédő erdősávok és telepített erdők veszik körül. Rekreációs szempontból a környékeliek által gyakran látogatott helyszín. A mocsarat Keletről az M0-ás autópálya, Délről a Ferihegyi repülőtér, Nyugatról és Északról pedig a XVII. kerület külvárosi kertés házai határolják. A területen egy alkalommal jártunk fészket gyűjteni (2011.02.17.). A pontokat Gekko 201-es GPS-el rögzítettük, majd a MapSource nevű programmal földrajzi szélesség és hosszúság rendszerbe konvertáltuk az EOVS koordinátákat. A pontok megjelenítéséhez a Google Earth programot használtunk. A gödöllői Alsóparkot és Egyetemi parkot egy helyszínnek tekintettük az összefüggő zöldfelületek miatt. Ezekhez a helyszínekhez nem csak a parkok, de az azokat körülvevő cserjesávok és vonalas létesítmények (pl. vasúti sínek) szegélyzőnái is hozzátartoztak. A gödöllői helyszínek sokkal sűrűbben lakott és látogatott helyek, mint a mocsár. Az urbanizáció általi hatások (pl. gépkocsi forgalom, aszfalt utak, vonalas létesítmények) itt szembetűnőbbek, mint a Merzse-mocsár esetében. Ezen a területen két alkalommal történt fészekgyűjtés (2012.02.15. és 2012.02.29.). Gödöllőn 15 fészket találtunk, a begyűjtés pedig hasonlóan történt, mint az első helyszínen.

A szőrök preparálásánál figyelembe vettük TÓTH (2003), TEERINK (1991) és LANSZKI (szóbeli közlés) útmutatásait. A szennyeződések eltávolításához a leírások és saját tapasztalataink alapján 70%-os alkoholban történő áztatást választottuk. Néhány órás áztatás után a szőrt etil-éterbe helyeztük pár percre.

A makroszkopikus tulajdonságok közül figyelembe vettük a szőr alakját, színét, sávozottságát és hosszát, valamint a tapintását. Ezeket jegyzőkönyvben rögzítettük, majd a kapott feljegyzéseket a Microsoft Excel táblázatkezelő programba digitalizáltuk. A mikroszkopikus karakterek esetében a szőr felületének pikkelyszerű lenyomata (kutikula) fontos identifikációs bélyeg, valamint a levegővel telt velőállománya, a medulla.

A kutikula lenyomat készítéséhez 20%-os zselatint vagy zselatin fixet használtunk. A zselatin elkészítése után ajánlatos megvárni, amíg kihül az anyag, majd újra melegíteni, hogy ezzel a keletkezett légbuborékokat eltávolítsuk, hogy azok ne befolyásolják a minta minőségét. Az újra folyóssá melegített zselatint tárgylemezre csepegtettük, majd vékony

rétegbe széthúztuk egy üvegbot segítségével. Egy-két perc várakozás után a szórt belehelyeztük a zselatinba, majd megvártuk, amíg a minta teljesen megszilárdul ezt követően pedig a szórt egy rovartű (vagy közönséges gombostű) segítségével kipöcköltük a mintából. Fontos, hogy a zselatin ne lepje el teljesen a szórt, mert így a minta értékelhetetlenné válik. A zselatinba ezután láthatóvá vált a kutikula negatív lenyomata.

A medulla minta készítéséhez a szőrszálat tárgylemezre helyeztük és legalább két ponton rögzítettük. A rögzítés körömlakkal történt. A szőrszálat ezután a felnyélen szikével kettévágtuk, majd immerziós olajt csepegtettünk rá. Erre azért van szükség, mert a legtöbb faj esetében a levegővel telt medulla mintázata csak az olajos festés után válik láthatóvá (gyakori kivétel pl. *Lagomorpha*) (TÓTH 2003).

A kutikuláról és medulláról fénymikroszkóp és digitális mikroszkópkamera segítségével képeket készítettünk 400x-os vagy 100x-os nagyítással. A leginformatívabb jellemzőket figyelembe véve a kutikula alnyéli szakaszáról és felnyéli szakaszának legszélesebb pontjáról egy-egy képet készítettünk. Hasonló módon a medulláról a felnyél legszélesebb pontján olajos preparálással és anélkül egy-egy képet készítettünk (TÓTH 2003, TEERINK 1991). Ennek köszönhetően optimális esetben egy szőrről legalább négy kép készült.

Annak érdekében, hogy gyakoroljuk a szőrhatározás módszertanát, továbbá pedig a későbbi határozások pontosítása érdekében 24 fajból álló referenciamunkát készítettünk.

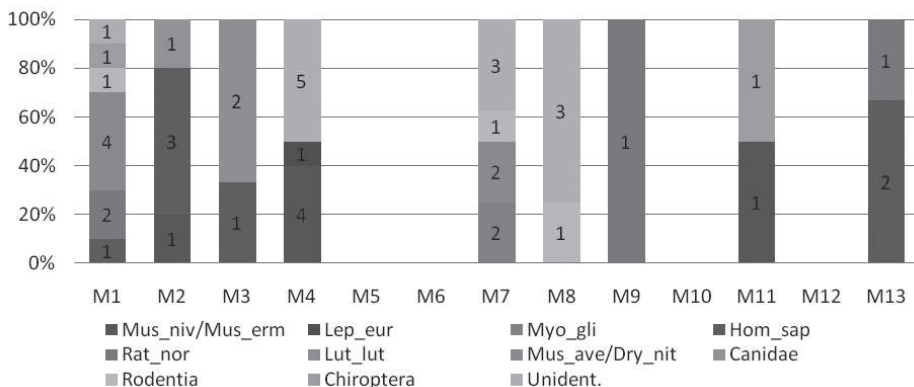
Eredmények

A Merzse-mocsárban összesen 13 fészket gyűjtöttünk, amelyekből 34 emlősszórt sikeresen azonosítottunk. A Merzse-mocsárban gyűjtött minták esetében összesen tizenegy kategóriát különítettünk el (1. ábra). Ebből öt faji kategória (*Rattus norvegicus*, *Lepus europeus*, *Homo sapiens*, *Lutra lutra* és *Glis glis*) és két iker-fajpár (*Muscardinus avellanarius*-*Dryomys nitedula*, *Mustela nivalis*-*M. erminea*), amelyeket szőrmorfológia alapján, az adott helyszín adottságait figyelembe véve, valamint a fajok tulajdonságait mérlegelve nem lehet elkülöníteni. Három kategória faji szinten való azonosítása nem lehetséges a megszerzett adatok alapján (*Canidae*, *Chiroptera* és *Rodentia*). Továbbá egy külön kategóriában soroltuk a nem azonosítható szőröket (*Unident.*: adat hiány miatt vagy jellege miatt (pehelyszőr) nem azonosítható).

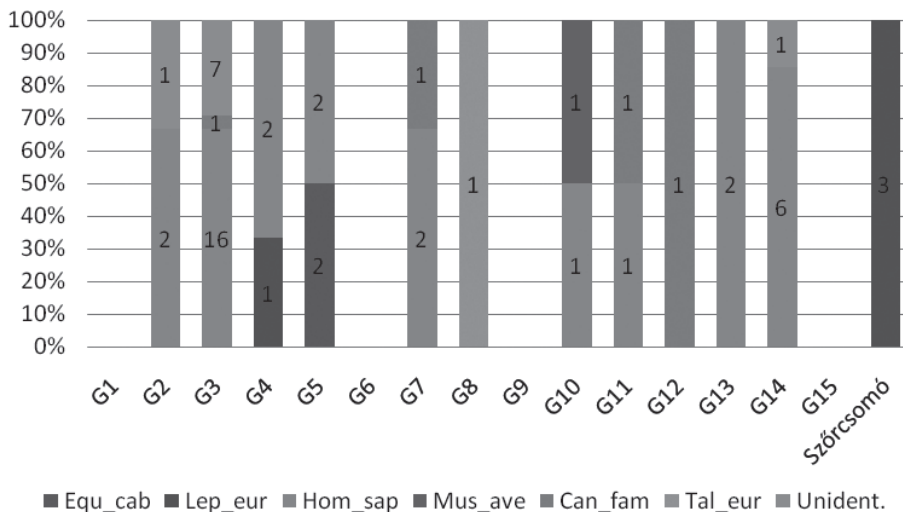
A leggyakrabban előforduló fajok az ember (7), a menyét-hermelin (6) és a kistestű pelék (6) voltak. Menyét-hermelin esetében az „M4”-es fészkekből öt szőr is előkerült. Két ritkább fajt is sikerült kimutatni a fészkekből, a vidrát („M3”) és a nagy pelét („M7”).

A gödöllői Alsóparkban és Egyetemi parkban összesen 15 fészket találtunk. A talált fészkekből 41 emlősszórt sikerült azonosítanunk faj vagy fajcsoport szinten. A Gödöllőn gyűjtött madárfészkekből összesen hét kategóriát különítettünk el (2. ábra). Ebből hat faji kategória (*Lepus europeus*, *Canis familiaris*, *Talpa europea*, *Equus caballus*, *Homo sapiens* és *Muscardinus avellanarius*) egy kategória pedig a nem azonosítható szőröket képviseli (*Unident.*: adat hiány miatt vagy jellege miatt (pehelyszőr) nem azonosítható). A leggyakrabban emberi haj került elő a fészkekből (tizenegy fészkekből kilencben (81,81%) találtunk hajjat). A gödöllői Alsóparkban egy szőrcomót is találtunk, ami megvizsgálva mezei nyúlnek bizonyult.

A két területen gyűjtött madárfészkekben talált emlősszőrökről összesen 357 felvétel készült.



1. ábra A Merzse-mocsárban és környékén talált emlősszörök alapján leírt faunisztikai adatok (2011).
 Figure 1. Faunistical data collected by nest analysis at Merzse-swamp in 2011.



2. ábra A gödöllői Alsóparkban és az Egyetemi park környékén talált emlősszörök alapján leírt faunisztikai adatok (2012).

Figure 2. Faunistical data collected by nest analysis at Gödöllő (Lower Park, University park) in 2012.

Megvitatás

Vizsgálatunk céljával tüztük ki, hogy egy új, nemzetközileg is elfogadott módszer, a madárfészek-elemzés (TÓTH 2008) hatékonyságát teszteljük városi környezetben.

A Merzse-mocsárban és annak környékén 13 fészket találtunk, amelyekből 34 emlősszört sikeresen azonosítottunk. A fészek 69,23%-ban voltak emlősszörök és csupán 25%-ban lehetett mesterséges bélésanyagot fellelni a mintákban. A Gödöllőn talált 15 fészekből 11-ben találtunk mesterséges bélésanyagot (73,33%) és 12-ben emlősszört (80%).

Az itt talált fészkekből 41 emlősszört sikerült azonosítanunk faj vagy fajcsoport szinten. Az azonosított és a talált szőrök differenciáját több tényező is befolyásolta.

A vizsgálat első szakaszában (2011) néhány minta labor körülmények között eltűnt, ez elsősorban a kisméretű (2–4 mm) szőrökre vonatkozik. 2012-ben ezt a problémát úgy küszöböltük ki, hogy a talált szőröket Petri csészébe helyeztük, amit lefedtünk egy másik Petri csészével, de néhány alkalommal így is történt adatvesztés. Úgy gondoljuk, hogy az ilyen kisméretű szőröknél ez elkerülhetetlen. Egyéb tényezők, amelyek közvetlenül befolyásolhatják az azonosítást a szőrszál mérete és degradáltsága. A nagyon töredezett szőrök rossz -elsősorban kutikula- mintát produkálnak. A kisméretű szőrök esetében pedig nem csak azok elvesztése okoz gondot, hanem az is, hogy a határozóbélyegek egy része nem található meg a szőrön. A harmadik befolyásoló tényező pedig néhány speciális szőr jellegéből adódik. A pehelyszőrökön -ritka kivételektől eltekintve- nem lehet azonosítást elősegítő bélyeget találni. Ilyen kivétel lehet a *Bovidae* és *Cervidae* nemzetség pehelyszőreiben a hiányzó medulla (TEERINK 1991). Egy másik csoport pedig a bajusz- és serteszőrök (TÓTH 2004, TEERINK 1991), amelyeket szintén nem lehet rendszertani szinten elkülöníteni egymástól.

2011-ben összesen 57 szört találtunk a fészkekben, amiből 34-et sikerült faj vagy fajcsoport szinten azonosítani (59,65%). 2012-ben 50 emlősszört találtunk és 40-et tudunk azonosítani (80,39%). Köztudott, hogy megfelelő gyakorlattal minden vizsgálat eredménye pontosítható. Önkéntesekkel végzett vizsgálatok is bizonyították, hogy gyakorlat hiányában például kevésbé pontos a sűrűségbecslés (FOSTER-SMITH és EVANS 2003). A több mint 20%-os siker az azonosításokban azonban nem csak a gyakorlatnak köszönhető. A gödöllői (2012) mintákban sokkal nagyobb számban fordultak elő embertől származó minták (haj), amelyeket mikroszkopikus tulajdonságaik alapján viszonylag könnyű elkülöníteni más fajok szőreitől.

A Merzse-mocsárban tíz taxont különítettünk el (1. ábra). Több esetben is előkerült az iker-fajpárok problémája (TÓTH 2003). Az ikerfajok esetében több tényezőt is figyelembe kell venni. Az egyik ilyen lehetőség az azonosítás pontosításához a fajok elterjedési területe (TÓTH 2003), egy másik elkülönítési alap pedig a faj tulajdonságaiból adódhat (pl. mennyire tűri az emberi zavarást). Az ikerfajok olyan fajok, amelyek esetében több szőrminta szükséges a fajszintű azonosításhoz és kvantitatív mérésekre is szükség lehet.

Ilyen fajpáros a menyét (*Mustela nivalis*) és a hermelin (*M. erminea*). A hermelin házáknak egyik legkevésbé elterjedt menyétféléje és az antropogén hatásokat is nehezen tűri, de a Merzse-mocsár környéki élőhelyek megfelelőek lehetnek a számára (LANSZKI és HELTAI 2007). Hasonló alapon lehet viszont elkülöníteni az mezei nyulat (*Lepus europeus*) az üregi nyúltól (*Oryctolagus cuniculus*). Terepbejárások alkalmával többször talákoztunk mezei nyúllal, míg az üregi nyúl a myxomatózis és RHD járványok miatt, valamint a tartós hideg telek miatt az ország nagy részéről kipusztult (KATONA és ALTBÄCKER 2007). A házi patkány (*Rattus rattus*) is kevés helyen fordul elő az országban (pl. a Dráva mentén vagy a Csepeli-szabadkikötőben) (HORVÁTH 2007), így a talált szőrök valószínűleg vándorpatkányhoz (*Rattus norvegicus*) tartoznak. Mogyorós pele (*Muscardinus avellanarius*) és erdei pele (*Dryomys nitedula*) esetében ezek az elkülönítések nem lehetségesek, így a szőrök morfológiai analízise után nem derült ki, hogy pontosan melyik fajhoz tartoznak. Úgy gondoljuk, hogy a Merzse-mocsár és környéke mind elterjedési területüket tekintve, mind pedig élőhelyi igényüket figyelembe véve megfelelő lehet mind a két faj számára (BAKÓ 2007a,b).

Faunisztikai szempontból egy faj különösen érdekes lehet. Egy fészekből („M3”) két hasonló szőr került elő, amelyek mind makroszkopikus mind pedig mikroszkopikus tulajdonságait tekintve vidra (*Lutra lutra*) szőrök. A területen még nem bizonyított a vidra jelenléte, azonban szakirodalmak alapján elmondható, hogy a vidrának országosan elterjedt stabil állománya figyelhető meg (LANSZKI et al. 2007, LANSZKI 2008), így könnyen előfordulhat, hogy a Merzse-mocsár területén is előbb utóbb megjelenik. Annak ellenére viszont, hogy a vidra fokozottan védett állat a talált szőrök származhatnak gereznából is. Ezért az előfordulás megerősítéséhez más módszerekkel (vizuális megfigyelés, lábnyom és prédamaradványok vizsgálata) is bizonyítani kell a kapott eredményt. A szőrök azonosítása után több alkalommal is jártunk a területen, de vidrára utaló nyomot (BANG és DAHLSTRÖM 2006) (jellegzetes lábnyom, pikkelyekkel gyakran telített ürülék, vidracszúda) még nem találtunk. Úgy gondoljuk azonban, hogy a vidra természetes jelenlétének nagyobb az esélye, mint annak, hogy a szőr gereznából származik.

A Gödöllőn gyűjtött madárfészekből összesen hat fajt vagy fajcsoportot azonosítottunk (2. ábra). A két kistestű pele fajt a tulajdonságai miatt ezen a területen már el lehet különíteni. Mivel ez egy erősen urbanizált helyszín és összefüggő erdőség közvetlenül nem veszi körül (BAKÓ 2007a), ezért ez erdei pele kizárható.

A gyűjtött fészek alapján felállított faunisztikai leírásból úgy gondoljuk, hogy a Merzse-mocsár esetében beigazolódott az előzetes feltevésünk, miszerint a helyszín egy maradvány élőhelyfolt. A terület tág környezetére erősen urbanizált viszonyok jellemzők, de maga az élőhelyfolt fajgazdagság tekintetében változatosabb, mint a teljes egészében városi élőhellyé vált gödöllői helyszín.

Véleményünk szerint a madárfészkek-analízis egy jól használható módszer városi területek esetében is. A gyakorlat elsajátításához viszont sok idő és referenciaanyag szükséges (TÓTH 2003, LOBERT et al. 2001, SPAULDING et al. 2000). Ennek érdekében hoztuk létre a 24 fajból álló referenciamunkánkat. Továbbá fontosnak tartjuk, az egyes fajok elterjedési területének és biológiai sajátosságainak ismeretét is, amely információkkal szűkíteni lehet a potenciális fajok körét. További pontosítást jelenthet az azonosítást végző személy vaktesztel történő „vizsgáztatása” (DE-MARINIS és ASPREA 2006).

Az egyes nem-invazív módszerek alkalmazása különösen célravezető lehet ritka vagy potenciálisan veszélyes állatok, valamint sűrű és nehezen megközelíthető élőhelyen előforduló fajok vizsgálatánál (KENDALL és MCKELVEY 2008). Viszonylag nehezen megközelíthető helyek (pl. tetők, tetőterek), ritka (pl. vándorsólyom) vagy rejtőzködő fajok (pl. nyest) pedig urbanizált területeken is kimutathatóak. Vizsgálatunkból kiderült, hogy a madárfészkek-elemzés ilyen helyeken is jól használható nem-invazív módszer. Ezeknek a közvetett módszereknek a hatékonysága pedig még tovább növelhető, ha más hasonló módszerekkel együtt használjuk őket (pl. nyomcsapdákkal, automata kamerákkal) (KENDALL és MCKELVEY 2008).

Köszönetnyilvánítás

Vizsgálatunkhoz a forrást az Emberi Erőforrások Minisztériuma által nyújtott, 17586-4/TUDPOL iktatószámú Kutató Kari Kiválósági Támogatás biztosította. Munkánk létrejöttéért köszönettel tartozunk dr. Tóth Máriának és dr. Lanszki Józsefnek, mivel építő kritikájukkal segítettek feladatunkat. Szabó Lászlónak a GPS pontok térképen való rögzítésében nyújtott segítségét köszönjük.

Irodalom

- ADAMS C. E., LINDSEY K. J., ASH S. 2005: Urban Wildlife Management. CRC Press, Boca Raton, pp. 311
- AMENDOLA-PIMENTA M., GARCIA-FERIA L., SERIO-SILVA J. C., RICO-GRAY V. 2010: Noninvasive Collection of Fresh Hairs From Free-Ranging Howler Monkeys for DNA Extraction. *American Journal of Primatology* 71(4): 359–363.
- BAKÓ B. 2007a: Erdei pele. In: BIHARI Z., CSORBA G., HELTAI M.: Magyarország emlőseinek atlasza. Kossuth Kiadó, Budapest pp. 144–145.
- BAKÓ B. 2007b: Mogyorós pele. In: BIHARI Z., CSORBA G., HELTAI M.: Magyarország emlőseinek atlasza. Kossuth Kiadó, Budapest pp. 146–147.
- BALESTRIERI A., REMONTI L., FRANTZ A. C. CAPELLI, E., ZENATO M., DETTORTI E. E., GUIDALI, F., PRIGIONI C. 2010: Efficacy of passive hair-traps for genetic sampling of a low-density badger population. *Hystrix-Italian Journal of Mammalogy* 21(2): 137–141.
- BANG P., DAHLSTRÖM P. 2005: Állatnyomok és -jelek. Mérték Kiadó, Budapest, pp. 264
- DE-MARINIS A. M., ASPREA A. 2006: Hair identification key of wild and domestic ungulates from southern Europe. *Wildlife Biol.* 12: 305–320.
- DOMINGO-ROURA X., MARMI J., FERRANDO A., LÓPEZ-GIRÁLDEZ F., MACDONALD D. W., JANSMAN H. A. H. 2006: Badger hair in shaving brushes comes from the protected Eurasian badger. *Biological Conservation* 128: 425–430.
- FOSTER-SMITH J., EVANS S. M. 2003: The value of marine ecological data collected by volunteers. http://www.reefbase.org/resource_center/publication/pub_20108.aspx
- HORVÁTH Gy. 2007: Házi patkány. In: BIHARI Z., CSORBA G., HELTAI M.: Magyarország emlőseinek atlasza. Kossuth Kiadó, Budapest pp. 199–200.
- HUNTER M. L. 1995: Fundamentals of Conservation Biology. Blackwell Science, USA, pp. 482
- KATONA K., ALTBÄCKER V. 2007: Üregi nyúl, In: BIHARI Z., CSORBA G., HELTAI M.: Magyarország emlőseinek atlasza. Kossuth Kiadó, Budapest pp. 132–134.
- KENDALL K., C., MCKELVEY K., S. 2008: Hair Collection. In: LONG, A. R., MACKAY P., ZIELINSKY J. W., RAY C. J. (szerk.): *Noninvasive Survey Methods for Carnivores*, Island Press, Washington DC, pp. 141–182.
- LANSZKI J. 2008: A vidra elterjedése és az előfordulását befolyásoló tényezők vizsgálata a Kapos-folyó vízgyűjtőjén. *Természetvédelmi Közlemények* 14: 61–75.
- LANSZKI J., HELTAI M. 2007: Hermelin. In: BIHARI Z., CSORBA G., HELTAI M.: Magyarország emlőseinek atlasza. Kossuth Kiadó, Budapest pp. 228–229.
- LANSZKI J., GERA P., NAGY D. 2007: Közönséges vidra. In: BIHARI Z., CSORBA G., HELTAI M.: Magyarország emlőseinek atlasza. Kossuth Kiadó, Budapest pp. 245–248.
- LOBERT B., LUMSDEN L., BRUNNER H., TRIGGS B. 2001: An assesment of accuracy reliability of hair identification of South-East Australian mammals. *Wildlife Research* 28(6): 637–641.
- LONG R. A., MACKAY P., ZIELINSKI J. W., RAY J. C. (szerk.) 2008: *Noninvasive Survey Methods for Carnivores*. Island Press, Washington DC, pp. 400
- PATTERSON M. E., MONTAG J. E., WILLIAMS D. E. 2003: The urbanization of wildlife management: socialscience, conflict and decisionmaking. *Urban Forestry & Urban Greening* 1: 171–183.
- REBELE F. 1994: Urban ecology and special features of urbanecosystem. *Global Ecology and Biogeograpgy Letters* 4: 173–187.
- SPAULDING R., KRAUSMAN P. R., BALLARD W. B. 2000: Observerbias and analisis of gray wolf diets from scats. *Wildlife Society Bulletin*, 28(4): 947–950.
- SZŐCS E., HELTAI M. 2010: Nyestek a városban. In: CSÁNYI S., HELTAI M. (szerk.): *Vadbiológiai olvasókönyv*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 163–170.
- TABERLET P., WAITS L. P., LUIKART, G. 1999: Noninvasive genetic sampling: look before you leap. *TREE* 14(8): 323–327.
- TEERINK B. J. 1991: *Hair of West-European Mammals*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 224
- TÓTH M. 2002: Identifiacton of Hungarian Mustelidae and other Small Carnivores Using Guard Hair Analisis. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 48(3): 237–250.
- TÓTH M. 2003: Az emlősök szőrminitáinak információtartalma, a szőrhatározás módszertana és a módszer gyakorlati alkalmazása. Doktori értekezés, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Állattrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest. pp. 142
- TÓTH M. 2008: A new noninvasive method for detecting mammals from birds nests. *Journal of Wildlife Management* 72(5): 1234–1240.

- TÓTH M., BÁRÁNY A., SZENCZI P. 2011: A nyest Budapesten. *Állattani Közlemények* 96(1–2): 39–59.
- TÓTH M., LANSZKI J., HELTAI M. 2010: Mit csinál a nyest az emberek között? In: HELTAI M. (szerk): *Emlős ragadozók Magyarországon*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 163–178.
- VAN HORN JOB C. L., CYPHER B. L. 2011: Novel Mortality Sources in an Urban population of Endangered San Joaquin Kit Foxes in Bakersfield, California. *Urban Wildlife Management and Planning Conference*, Austin, Texas
- http1: http://www.greenfo.hu/hirek/2010/02/05/vandorsolyom-telel-budapesten_1265389641
- http2: <http://www.rakosmente.hu/Rakosmente/Latnivalok/Merzse-mocsar.aspx>

HAIR DETERMINATION FROM BIRD NESTS IN URBAN ENVIRONMENTS

L. PATKÓ, N. UJHEGYI, M. HELTAI

Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences,
Institute for Wildlife Conservation,
H-2100 Gödöllő, Péter K. str. 1. e-mail: patkolaszlo88@gmail.com

Keywords: noninvasive methods, bird nest analysis, urbanization, hair morphology, Gödöllő, Merzse-swamp

The aim of our study was to test a new noninvasive method, the bird-nest analysis in urban environment. Our first study area was at Merzse-swamp (2011), which is located in the south-west of Budapest. The other study areas were the University Park and the Lower Park at Gödöllő (2012). Study was based on collecting mammal hairs from bird nests. It was necessary to record some macroscopic features of the hairs during the identification (color, shape, length) and four microscopic features, (1) the cuticula scale pattern at the shaft and (2), at the thickest part of the shield, the medulla structure at the thickest part of the shield without oil penetration (3), and with oil penetration (4). At Merzse-swamp we were able to categorize the following groups: brown rat (*Rattus norvegicus*), European hare (*Lepus europeus*), weasel-erminea (*Mustela nivalis-M. erminea*), European otter (*Lutra lutra*), edible dormouse (*Glis glis*), human (*Homo sapiens*), hazel dormouse-forest dormouse (*Muscardinus avellanarius-Dryomys nitedula*), canids (*Canidae*), bats (*Chiroptera*), rodents (*Rodentia*) and unidentified (Unident.). At Gödöllő the categories were as follow: European hare (*Lepus europeus*), horse (*Equus caballus*), European mole (*Talpa europea*), dog (*Canis familiaris*), hazel dormouse (*Muscardinus avellanarius*), human (*Homo sapiens*) and unidentified (Unident.). According to our study it has been demonstrated that the nest-analysis can be a useful technique for researchers and urban wildlife management experts, but references from hairs and practice are necessary to get familiar with the method.

A VILÁG TERMÉSZETVÉDELMÉNEK TÖRTÉNETE 1976 ÉS 1980 KÖZÖTT (VÉDETT TERÜLETEK ALAPÍTÁSA)

ALMÁSI Barnabás, CSÁKVÁRI Edina, DEMETER András, MAJOR Borbála, MOLNÁR Levente,
NAGY Enikő, PISZKER Zoltán, POLLER Emese, SARLÓS Dávid, URSU Dorottya, VINCZE Tamara

SzIE-Gödöllő, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi MSc Szak
2103 Gödöllő, Péter K. u. 1. e-mail:

Kulcsszavak: természetvédelem, történet, világ, védett területek, 1976–1980

Összefoglalás: az előző elemzett időszak (1971–1975) óta 4871 védett terület alapítása történt a világon. A cikkben közölt adatok az IUCN kategóriarendszerbe sorolt védett területekre vonatkoznak. A jelenleg vizsgált időszakban az alapított területek 38,65%-a a IV. IUCN kategóriába tartozik (biotóp/védett fajok területe kezeléssel). Az IUCN adatbázisa szerint a legtöbb területet 1976 és 1980 között Ukrajna alapította (915 terület). Az idő előrehaladtával nem csak a védett területek száma nő, de a nemzeti kategóriák is egyre többfélék. A vizsgált időszakban (1976 és 1980 között) 185 nemzeti kategória létezett. A területnagyságok az átlagtól eltérően alakulnak, többségük a 0 és 99 ha közötti méretű, bár az összes védett terület kiterjedésének ez 0,028%-a. Magyarországról 36 védett természeti terület került fel az IUCN listájára. Ekkor alakult a Bükki Nemzeti Park, ezen kívül 10 tájvédelmi körzet és 25 természetvédelmi terület. Megállapíthatjuk, hogy az előző öt évhez képest 1976 és 1980 között ismét növekedett az alapított védett területek száma: 3908-ról 4871-re. Ebben az időszakban a természetvédelem történelmi eseményei közül kiemelkedik a tigrisvédelmi törekvéseiről ismert indiai Ranthambore Nemzeti Park, a jelentős geológiai és spirituális emlékként is híres ausztrál Uluru Kata-Tjuta Nemzeti Park.

Előzmények

A védett természeti területek alapításának 1975-ig tartó kijelöléséről már részletes beszámolókat lehet olvasni a Szent István Egyetem Természetvédelmi és Tájökológia Tanszékének publikációiból (CENTERI és GYULAI 2006, CENTERI et al. 2007, PENKSZA et al. 2007, CENTERI et al. 2008a, b, CENTERI és POTTYONDY 2009, CENTERI 2010, CENTERI et al. 2010, CENTERI és GYULAI 2011, CENTERI és GYULAI 2013). A korábbi publikációkat sablonként használva, jelenleg az 1976-al kezdődő és 1980-al záródó időszakot vizsgáljuk.

Anyag és módszer

A védett területek elemzése során Centeri és munkatársainak korábbi módszertanát követjük. Az adatok ismertetésénél az IUCN legfrissebb adatait vesszük alapul (HTTP1). Az adatok a 2003-ban megjelent adatbázisban szerepelnek, melyek korábban a WDPA (World Database on Protected Areas) honlapján (HTTP2) voltak elérhetők, jelenleg a Protected Planet honlapon található (HTTP3). Ezen belül az IUCN kategóriába besorolt területekkel foglalkozunk (IUCN 1994). Az adatbázisnak azon állományát elemeztük, amely a területeket egy ponttal vagy egy folttal jelöli.

Eredmények

A jelenleg vizsgált időszakban (1976 és 1980 között) 4871 védett területet alapítottak (1. táblázat). Ez közel 25 %-os növekedést jelent a korábban CENTERI és GYULAI (2013) által vizsgált 1971–1975-ös időszakhoz képest, amelyben 3908 terület alapításáról számoltak be.

Az alapított területek kiterjedése szempontjából az Ia és a III kategóriák meglehetősen kicsi; 4,95, illetve 1,82 %-nyi részesedéssel szerepelnek, míg kimagaslóan nagy az Ib és a IV-es kategóriák aránya (25,27 és 38,65%). A nemzeti parkok, az előző öt évhez (1971–1975) hasonlóan ismét előkelő, 3. helyet foglalnak el az alapított területek között, bár a korábbi öt év 49,3 %-os részesedését nem tudták elérni. Az 1974-ben alapított NE Greenland Nemzeti Park, a maga 97,2 millió hektáros, minden korábbi méretet felülmúló területével alaposan felborította a sorrendet.

1. táblázat Az 1976 és 1980 között alapított védett területek IUCN kategóriáinként
Table 1. The number of protected areas by IUCN categories founded between 1976 and 1980

IUCN kategória		Alapított területek száma (db)	A kategóriák eloszlása (%)	Terület (ha)	Terület (%)
Ia	vad terület	564	12	4327833,10	4,95
Ib	szigorú természeti rezervátum	176	4	22078906,00	25,27
II	nemzeti park	308	6	13983503,19	16,01
III	nemzeti emlékmű	851	17	1586038,80	1,82
IV	biotóp/védett fajok területe kezeléssel	2145	44	33767833,98	38,65
V	védett táj	691	14	7122187,54	8,15
VI	védett erőforrás területkezeléssel	136	3	4495953,00	5,15
Összesen:		4871	100	87362255,61	100

A 2. táblázat tartalmazza azt a 226 nemzeti kategóriát, amelyekkel a jelenleg vizsgált öt évben találkozhatunk az alapított területek között.

2. táblázat Az 1976 és 1980 között alapított védett területek nemzeti kategóriái és az alapított kategóriák száma

Table 2. The number of protected land categories by national types founded between 1976 and 1980

Nemzeti kategóriák	Alapítások száma
<p>állami ökológiai rezervátum, állati rezervátum, állati termelési rezervátum, archeológiai rezervátum, felüdülési nemzeti terület, felüdülési turizmus és védelmi park – Quebec, halászati menedék (sanctuary), ichtic természeti rezervátum, integrált rezervátum, integrált természeti rezervátum, kiemelkedő természeti szépségű terület, királyi vadaskert (game preserve), kitermelő rezervátum, környezetvédelmi terület, közösségi legelő, kulturális emlék, kvázi nemzeti park, madárrezervátum, magán vadmenedék (refuge), magánszervezet okirata által védett helyszín – Quebec, nemzeti erdő, nemzeti folyó, nemzeti park – központi zóna, nemzeti park – pufferzóna, nemzeti park és rezervátum, nemzeti tengeri menedék (sanctuary), nemzeti természeti rezervátum – 1976-os vadvilág törvény 15. cikk, nemzeti történelmi hely, ökológiai fejlesztési terület, önkormányzati biológiai rezervátum, önkormányzati erdőpark, örökség tengerpart, ősi terület rezervátum, provinciális faunarezervátum, regionális természeti park, speciális rezervátum, speciális rezervátum – madártani, speciális rezervátum – tengeri, tájkép (scenery) rezervátum, tájképi (scenic) terület, természeti emlék – geomorfológiai, természeti emlék (geológiai zakaznik), természeti menedék(ek) (zakaznik), természeti terület, természeti zapovednik, természetvédelmi egység, területi tengerparti park, többcélú használatú rezervátum, történelmi hajóroncs, történelmi helyszín, történelmi menedék (sanctuary), történelmi menedék (sancturay), tudományos szempontból speciális helyszín (SSSI), vad- és madármenedék (game refuge and bird sanctuary), vadászati rezervátum, vadászterület, vadgazdálkodási terület, vadmenedék (sanctuary), vadtenyésztő rezervátum (game produtcion reserve), vadvilághasználati zóna, védett biotóp, védett természeti szárazföldi vagy tengeri táj, vikunya rezervátum, víz alatti park, vízgyűjtőterület, vízi természeti rezervátum, wilderness (Tájkezelési Iroda), zárt terület, zona di tutela biologica marina (69 db)</p>	1

2. táblázat folytatása
Contd. Table 2.

Nemzeti kategóriák	Alapítások száma
<p>állami erdőrezervátum, állami felüdülési terület, állami környezetvédelmi terület, állami ökológiai állomás, állami természeti emlék, felüdülési terület, fokozottan védett terület, kezelt rezervátum, közösségi felüdülési terület vagy vidéki park, magán természeti rezervátum, magánrezervátum, nemzeti jelentőségű wetland zóna, nemzeti park (Nemzetközösség), nemzeti park rezervátum, nemzeti természeti egyedi tájjelem, nemzeti természeti terület, ökológiai állomás, provinciális flóra- és faunarezervátum, regionális park, szafari terület, tengeri nemzeti rezervátum, tengeri rezervátum, tengerimadár rezervátum, természeti képződmények rezervátuma – tájképi rezervátum, területi park, történelmi rezervátum, úmenti park, vadaspark (game park), vándormadár-menedék (sanctuary), védelmi hatósági terület, védelmi rezervátum, vízimadár menedék (sanctuary) (32 db)</p>	2
<p>állatmenedék (sanctuary), biotópvédelmi terület, egyéb terület, egyéb védelmi terület, ellenőrzött vadászterület, érintetlen esőerdő rezervátum, fajok zoológiai védelme, halász rezervátum, önkormányzati park, örökség terület, provinciális természeti rezervátum, tengeri életvédelmi körzet, természetes terület, természeti emlék, természeti képződmények rezervátuma – folyómenti rezervátum, vadászati zóna (15 db)</p>	3
<p>állami természeti terület rezervátum, állami természetvédelmi terület (preserve), nemzeti felüdülési terület, nemzeti folyami táj, nemzeti történelmi park, park, regionális természeti park, tengerpartvédelmi terület, történelmi/kulturális helyszín, tudományos rezervátum, vadvilág menedék (refuge), vadvilág terület, városi regionális park, védelmi terület, véderdő rezervátum, védett tájkép, vízi rezervátum, wetland rezervátum, wilderness terület (19 db)</p>	4
<p>állami erdő, fauna- és flóramenedék (sanctuary), nemzeti vadvilág rezervátum, önkéntes természeti rezervátum, természetvédelmi törvény (5 db)</p>	5
<p>állami park – gyümölcsös emlék – művészeti park, bioszféra rezervátum, nemzeti természeti emlék, tájképi (scenic) rezervátum, tengeri nemzeti park, tenyésztőállomás, természeti képződmények rezervátuma – vadrezervátum (vadászati), természetvédelmi rezervátum – vadrezervátum (nincs vadászat), többcélú védelmi rezervátum, vadászpark (10 db)</p>	6
<p>főbb védelmi terület, nemzeti folyótorkolat kutatóállomás, rezervátum (3 db)</p>	7

2. táblázat folytatása
Contd. Table 2.

Nemzeti kategóriák	Alapítások száma
állami biológiai rezervátum, biológiai rezervátum, felüdülési helyszín, speciális védett nemzeti vadvilág terület, természetvédelmi rezervátum – flóra és fauna (5 db)	8
madármenedék (sanctuary), nemzeti emlék	9
nemzeti természetvédelmi terület, ökológiai terület, tájvédelmi terület (landscape protected area) (3 db)	10
nemzeti természeti emlék, szigorú természeti rezervátum (2 db)	11
természetvédelmi rezervátum – flórazervátum, természetvédelmi rezervátum, vadvilág rezervátum (3 db)	12
esztétikai erdő, halászati erőforrások védelmi terület, speciális védelmi terület, tengeri park, természeti nemzeti park, természeti park (7 db)	13
tájképi park, védett helyszín	14
erdőrezervátum, zakaznik	15
nem-vadász terület	16
természeti emlék vagy helyszín, regionális/provinciális természeti rezervátum	17
védelmi zóna	18
védett terület	19
vadtenyésztő állomás (game breeding station)	19
vidéki park, nemzeti vadvilágmenedék	21
vadrezervátum	22
regionális park – gyümölcsös emlék – művészeti park, regionális/provinciális természeti park, védett természeti emlék	24
felüdülési park	26
nemzeti vadvilág terület, regionális körzeti park	27
véderdő	28
wilderness (Halászati és Vadvilág Szolgálat)	30
wilderness (Nemzeti Park Szolgálat)	31
természeti emlékek és egyedi tájelemek (fokozottan védett rezervátumként védett), vadvilág kezelési terület	33
ökológiai rezervátum	35
természeti park	37
nemzeti rezervátum, nemzeti tájképi terület, védelmi park	40
természetvédelmi terület	42
természeti képződmények rezervátuma – bozotos rezervátum	46

2. táblázat folytatása
Contd. Table 2.

Nemzeti kategóriák	Alapítások száma
természeti menedék vagy részleges rezervátum	51
állami park	52
vadvilág menedék (sanctuary), védett tájképi szakasz(ok)	54
állami zakaznik, provinciális park	62
nemzeti jelentőségű táji és természeti emlék	65
nemzeti természeti rezervátum	71
természeti rezervátum	82
tenger- vagy tóparti védelem céljából kisajátított terület, zapovedne Urotchische	84
wilderness (Erdészeti Szolgálat)	87
állami természeti rezervátum	88
tájvédelmi terület (landscape protection area)	150
nemzeti park	158
menedék (sanctuary)	176
természeti emlék	189
regionális természeti emlék	313
regionális zakaznik	422
természeti rezervátum	1165
Összesen:	4871

Az 1976 és 1980 közötti időszakban kiemelkedő a nagy területű, 1 millió hektár fölötti védett természeti területek alapításának száma, összesen 44 ilyen területet hoztak létre ebben az 5 évben (3. táblázat). Az ekkor alapított legnagyobb terület a 13,7 millió hektáros Cape Churchill Vadgazdálkodási terület volt, a második legnagyobb a 7,8 millió hektáros Arctic Nemzeti Vadmenedék, a harmadik pedig a 7,7 millió hektáros Yukon Delta Nemzeti Vadmenedék.

3. táblázat Az 1976 és 1980 között alapított védett területek nagyság szerinti eloszlása
Table 3. The number of protected lands by size founded between 1976 and 1980

Terület nagysága (ha)	Alapított területek száma kategóriánként (db)	A területek eloszlása (%)	Védett területek kiterjedése (ha)	A védett területek nagyságának eloszlása (%)
0–99	2258	46,36	50992,8	0,03
100–999	1216	24,96	428865,3	0,24
1000–9999	726	14,90	2510327,5	1,39
10 000–99 999	457	9,38	16477267,2	9,12
100 000–999 999	170	3,49	53877282,0	29,81
1 000 000–	44	0,90	107365359,0	59,41
Összesen	4871	100,00	180710093,8	100,000

Az előző 5 évhez (1971–1975) hasonlóan (CENTERI és GYULAI 2013) a jelenleg vizsgált időszakban (1976–1980) is Ukrajna alapította a legtöbb területet (915-öt, az előző öt évben 779-et alapított, tehát nőtt az alapított területek száma). Németország továbbra is a harmadik helyen maradt 443 terület alapításával a korábbi 284-hez képest, tehát ebben az esetben is nőtt az alapítási akarát. A második helyen Ausztrália szerepel már Kanada helyett, az ötödik helyről lépett előre, 1971–1975-ig 224 területet, 1976–1980-ig pedig már 454 területet alapított. A védett területek alapításában résztvevő országokat és az általuk alapított védett területek számát a 4. táblázat ismerteti.

4. táblázat Az 1976 és 1980 között alapított védett területek országonként
Table 4. The number of protected lands by countries founded between 1976 and 1980

Országok	Alapított területek száma	Országok	Alapított területek száma
Antarktisz, Bahama-szigetek, Bahrein, Barbados, Belgium, Botswana, Brunei Darussalam, Burkina Faso, Cook-szigetek, Dzsibuti, Elefántcsontpart, Fidzsi-szigetek, Finnország, Francia Guyana, Gambia, Grönland, Jordánia, Libéria, Litvánia, Macedónia, Mauritánia, Monaco, Marokkó, Mozambik, Holland-Antillák, Nicaragua, Katar, Szaúd-Arábia, Szudán, Szváziföld, Kamerun, Kongó, Kongói Köztársaság, Közép-Afrikai Köztársaság, Örményország, Tádzsikisztán, Virgin-szigetek (U.S.)	1	Észak-Korea	12
		Belize, Costa Rica, Norvégia	13
		Dánia, Irán	14
		Oroszország	15
		Kazakhsztán	16
		Izland, Kenya	17
		Portugália	18
		Lengyelország	20
		Argentína, Kolumbia, Új-Zéland	23
		Bulgária, Észtország	24
		Venezuela	25
		Izrael	27
		Hong-Kong	34

4. táblázat folytatása
Contd. Table 4.

Országok	Alapított területek száma	Országok	Alapított területek száma
Bolívia, Bosznia-Hercegovina, Chile, Dél-Korea, Dominikai Köztársaság, Ghána, Honduras, Jamaica, Kiribati, Kuvait, Malawi, Mongólia, Nigéria, Saint Lucia, Szent Ilona, Tanzánia, Törökország, Uruguay, Üzbegisztán	2	Magyarország	36
		Pakisztán	37
		Dél-Afrikai Köztársaság	38
		Japán, Thaiföld	39
		Fehéroroszország	41
		Kína	47
Azerbajdzsán, Benin, Bermuda, Guam, Liechtenstein, Kajmán-szigetek, Martinique, Montserrat, Namibia, Paraguay, Puerto Rico, Szenegál, Sri Lanka, Új-Kaledónia, Tunézia, Virgin-szigetek (Brit), Zambia	3	Brazília	53
		Svájc	65
		Görögország	68
		Egyesült Királyság, Szlovákia	86
		Indonézia	104
		Csehország	106
Afganisztán, Egyesült Arab Emírátsok, Banglades, Guatemala, Horvátország, Kirgizisztán, Kuba	4	Olaszország	112
		Franciaország	120
		Lettország	174
Fülöp-szigetek, Grúzia, Irak, Nepál, Hollandia, Seychelles-szigetek Tonga	5	India	185
		Ausztria	205
Burundi, Ecuador, Peru, Réunion, Szlovénia, Türkmenisztán, Zimbabwe	6	Svédország	206
		Kanada	225
Falkland-szigetek, Jugoszlávia, Mexikó	7	Egyesült Államok	274
Írország, Malajzia, Panama, Románia	8	Németország	443
Moldova, Spanyolország	9	Ausztrália	454
Vietnám	10	Ukrajna	915
Pápua Új-Guinea	11	Összesen	4871

Az 1976 és 1980 között külföldön alapított védett területek közül kiemelkedik a sokak által csak Ayer's Rock néven ismert homokkő monolit. Ennek területén, illetve azt kibővítve hozták létre az Uluru–Kata Tjuta Nemzeti Parkot.

Uluru–Kata Tjuta Nemzeti Park, 1977

A kenguruk mellett az Uluru Ausztrália másik ismert nevezetessége, a Föld második legnagyobb, egy darabból álló sziklatömbje, amely a felszín alatt kb. 2,5 km mélységig folytatódik. Mivel nemzeti szimbólum, védettség alá vonták, és az Olga csoporttal együtt 1977-ben létrehozták az Uluru-Kata Tjuta Nemzeti Parkot. Az Északi-terület déli peremén, Alice Springstől délnyugatra járunk, a nemzeti park területe 1320 km².

Egy William Gosse nevű térképész 1873-ban fedezte fel a kupolaszerű szikla-dombok láncolatát. Az itt fekvő legnagyobb vörös homokkő monolitot Ausztrália miniszterelnökéről, Sir Henry Ayersről, Ayers Rock-nak nevezte el (1. ábra). A szikla legnagyobb szélessége 1,9 km, legnagyobb hossza 3,6 km, kerülete 9,4 km, alapterülete 3,3 km², legmagasabb pontja 348 m. Keletkezésének idejét 600 millió évvel ezelőtre teszik. Színe vörös, amely a Nap fényének változásait követve a halvány rózsaszíntől, az izzó vörösig más-más színben játszik a nap égi vándorlásával. A szikla közelében eukaliptuszok (*Eucalyptus sp.*) is megjelennek, mert itt viszonylag több nedvességhez jutnak, amely elegendő a megmaradásukhoz.



1. ábra Az Uluru vörös homokkő monolitja, Ausztrália (Fotó: Centeri Cs.)
Figure 1. The red sandstone monolith of the Uluru, Australia (Photo: Cs. Centeri)

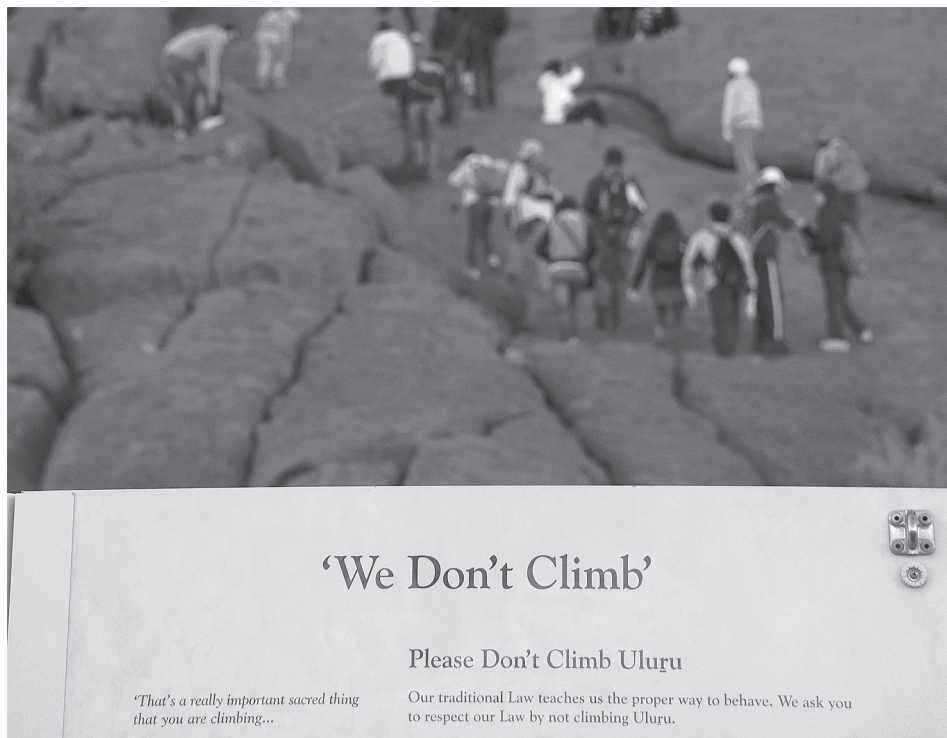
Ennek a sziklának a kb. 10 000 éve itt élő ananguk kb. kétszáz főből álló Pitjantjatjara és Yankunytjatjara bennszülött törzsei az “Uluru” nevet adták. A nemzeti park a világörökség része.

Az első turisták 1936-ban érkeztek az Uluruhoz, az első túrabuszos kirándulásokat pedig 1950-ben indították a vidéken. A park első természetvédelmi őre Bill Harney lett, aki publikációkban is jelentetett meg az őslakosokról olyan információkat, amelyek korábban csak szájról szájra hagyományozódtak (DREW és HARNEY 2004).

A sziklához mitológiai események fűződnek, az őslakók számára szent hely. Hitük szerint a halottaknál a temetést megelőző időszakban – álmidő – nagyon fontos események zajlódhatnak le. Hitviláguk sok tekintetben eltér az európai emberétől. A sziklán hagyott nyomok hitük szerint természetfeletti lények emberi logikával követhetetlen cselekedeteinek bizonyítékai. A szikla tabu, ezért felmászni rá hitük szerint nem szabad. Erre egyébként táblával is felhívják a turisták figyelmét (2. ábra).

Egy természetvédelmi szempontból is érdekes, bár jelen esetben alapvetően etikai problémával találkozunk itt. Az őslakosok minden lehetséges fórumon hirdetik, hogy ez egy szent hely; és kérnek mindenkit, hogy ne másszon fel (ld. a táblát a 2. ábrán), ugyanakkor van egy kiépített, láncos útvonal, ahol alapvetően a táblán kívül semmi nem tiltja a felmenetelt a sziklára. Furcsa, ugyanakkor elgondolkodtató kettősség ez, a tábla tiltja a felmenetelt, a lánc pedig segíti. Ez a turizmus által indukált emberi viselkedésforma

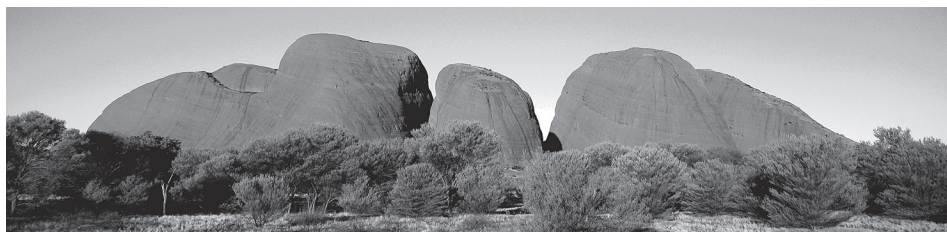
a természeti és a kulturális (tehát a tájképi) értékeknek is az egyik legnagyobb romboló ereje, típusa. A turisták többsége, aki elmegy valamilyen látványosságot megnézni, az akkor is megfogja, letépi vagy letöri, amit haza akar vinni, ha azt tiltják. Ugyanez a helyzet a fotózással. A fotózást szinte lehetetlen megtiltani, még akkor is fotóznak a turisták, ha a felügyelő ember figyelmezteti őket a tiltásra. A tábla gyakorlatilag semmilyen visszafogó erővel nem bír, bár az elmúlt néhány évben több mint 35-en vesztették életüket az Ulurura történő felmászás közben.



2. ábra A tábla, amely kéri a turistákat, hogy ne mászjanak fel, és mögötte az éppen felfelé induló látogatók, Uluru szikla, Ausztrália (Fotó: Centeri Cs.)
 Figure 2. The sign asking the tourists not to climb the Uluru and the tourists behind it, starting their way up to the top of the rock, Uluru Rock, Australia (Photo: Cs. Centeri)

Az Uluru keletkezéséről számos hiedelem ismert az őslakók körében. Norbert Brockman művében (1997) *Encyclopedia of Sacred Places* (Szent helyek enciklopédiája) olvashatunk az egyikről, mi szerint kígyószerű lények több háborút vívtak az Uluru körül, és ekkor hasítottak vágásokat a sziklába. Egy ősi szellemű törzsről is beszél, akiket meghívtak egy lakomára, de a gyönyörű Álmos Gyík Hölgy elvarázsolta őket és nem tehettek eleget a meghívásnak. Erre a dühös vendéglátók megátkoztak egy sárszobrot, ami dingó képében életre kelt. Ezután a két törzs összecsapott egymással, és a csatában a törzsfőnökök meghaltak. A vérontás miatti gyászában a föld megemelkedett, így jött létre az Uluru.

A nemzeti park másik nevezetessége az Ulurutól kb. 32 km-re található, a teljesen sík területből minden átmenet nélkül kiemelkedő, mintegy 600 méter magasra nyúló Kata Tjuta (a bevándorló fehérek által Olga névre keresztelt) sziklacsoport, amely hatalmas emberfejekre emlékeztetnek (3. ábra).



3. ábra A Kata Tjuta emberfejszerű szikláit, Ausztrália (Fotó: Centeri Cs.)
Figure 3. The man head like features of Kata Tjuta, Australia (Photo: Cs. Centeri)

Ernest Giles, a kor felfedezőire jellemzően nem vette figyelembe az őslakosok hagyományait és a Kata Tjuta-nak nevezett köveknek új nevet adott. Egy német botanikus – Ferdinand von Müller – kérésére a württembergi főhercegnő után nevezte el Olgának a sziklákat. Egyesek szerint ezek a sziklák szebbek, mint az Uluru. Bár egyes napszakokban ugyanolyan vörösek, mint az Uluru homokkövei, ezek ún. „puding-kőzetből” keletkeztek. Ez nem más, mint gránit, bazalt és kvarc konglomerációja. A sziklát a felszínbe vágódott völgyek 36 kisebb részre tagolják.

Hosszú időn keresztül csak a bennszülöttek lakták, amit a sziklákon található rajzok is igazolnak. A XX. század elején megindult jelentősebb mértékű bevándorlás miatt itt is megjelentek a telepesek – köztük számos kalandor is – és ez veszélyeztette a vidék fennmaradását.

1985-ben az ausztrál kormány az Uluru tulajdonjogát visszaadta a helyi Pitjantjatjara őslakosoknak. Ennek az egyik feltétele szerint az Anangu nép 99 évre bérbe adja azt a Nemzeti Parkok és Vadvilág Ügynökségnek, amely azt egységes egésként kezeli. Az Uluru nyugati végénél él a mintegy 300 fős Mutitjulu őslakos közösség. Az Ulurutól mintegy 17 km távolságra van a 3000 fős népességű Yulara turisztaváros, a nemzeti park területén kívül.

Yukon Delta Nemzeti Vadvilág Menedék

Alaszka délnyugati részén helyezkedik el. A menedéket 1980. január 1-én alapították. A terület nagysága a menedék honlapja szerint 8.900.000 hektár.

A Yukon és Kuskokwim folyók hozzák létre az egyik legnagyobb folyódeltát a világon. Ez a delta lapos, mocsaras, illetve számtalan tó található itt. A területre először Theodore Roosevelt elnök hívta fel a figyelmet, mint őshonos madarak fészkelési helyére. 1929-ben a Nuviak szigettel bővült a menedék. 1930-ban a kis szigetek is hozzá lettek csatolva a menedék területéhez. 1937-ben Franklin D. Rooseveltt bővítette a területet. A menedéknek a 20. században több neve is volt: Hazen Öböl Vízimadarak Menedéke, Kuskokwim Nemzeti Vadvilág Menedék, Clarence Rhode Nemzeti Vadvilág Tartomány. 1980-ban egyesítették a szétszórt területeket, illetve bővítették megvásárolt, vagy elcserélt területekkel.

A Yukon Delta Nemzeti Vadvilág Menedéket azért hozták létre, hogy megőrizzenek egyes hal- és vadpopulációkat, illetve élőhelyeik természetes sokféleségét. Nem kizárólag a parti madarak, tengeri madarak, hanem különféle hatyúk, libák, más vándormadarak, tengeri emlősök, lazacok védelme érdekében működik a terület. A Bering-tenger menedéket ad több tengeri emlősnek, köztük a vándorló bálnáknak is. A több száz mérföld hosszú patakok és folyók kiváló ívási helyeket biztosítanak 44 halfajnak, köztük mind az öt észak-amerikai lazacfajnak.

A vadvilági menedék kevesebb mint 5%-a erdővel borított. Az élőhely barna- és feketemedvéknek, jávorszarvasoknak, rénszarvasoknak, farkasoknak és pézsmatulkoknak ad otthont. Ez az egyik legnépesebb vidék Alaszkában, ahol kb 25.000 Yup'ik eszkimó lakik. A népes populáció miatt a régió kultúrája gazdag.

Irodalom

- CENTERI Cs. 2010: A világ természetvédelmének története 1956–1960 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 8(1): 147–155.
- CENTERI Cs., GYULAI F. 2006: A világ természetvédelmének történelmi kezdetei a védett területek kialakítására vonatkozóan. *Tájökológiai Lapok*, 4(2): 427–432.
- CENTERI Cs., GYULAI, F. 2011. A világ természetvédelmének története 1966–1970 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 9(1): 127–143.
- CENTERI Cs., GYULAI, F. 2013. A világ természetvédelmének története 1971–1975 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 11(1): 127–143.
- CENTERI Cs., POTTYONDY Á. 2009: A világ természetvédelmének története 1951–1955 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 7(1): 175–189.
- CENTERI Cs., GYULAI F., PENKSZA K. 2007: A világ természetvédelmének története 1913–1933 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 5(1): 5–11.
- CENTERI Cs., GYULAI F., PENKSZA K. 2008a: A világ természetvédelmének története a II. világháború után (1946–1950, védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 6(3): 351–361.
- CENTERI Cs., PENKSZA K., GYULAI F. 2008b: A világ természetvédelmének története a II. világháború alatt (1940–1945, védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 6(1-2): 209–220.
- CENTERI Cs., POTTYONDY Á., GYULAI F. 2010: A világ természetvédelmének története 1961–1965 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 8(1): 207–219.
- DREW, J., HARNEY, B. 2004: A Wardaman creation story by Bill Harney. *Australian Aboriginal Studies*, 2: 90–97.
- IUCN 1994: Guidelines for Protected Area Management Categories. CNPPA with the assistance of WCMC. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- PENKSZA, K., GYULAI F., CENTERI Cs. 2007: A világ természetvédelmének története 1934–1939 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 5(2): 239–347.

HTTP1: <http://www.iucn.org/> (honlap utolsó elérése 2013. január 31.)

HTTP2: <http://www.unep-wcmc.org/wdpa/> (honlap utolsó elérése 2013. január 31.)

HTTP3: <http://protectedplanet.net/> (honlap utolsó elérése 2013. január 31.)

THE HISTORY OF NATURE CONSERVATION BETWEEN 1976 AND 1980
(DESIGNATION OF PROTECTED AREAS)

B. ALMÁSI, E. CSÁKVÁRI, A. DEMETER, B. MAJOR, L. MOLNÁR, E. NAGY, Z. PISZKER,
E. POLLER, D. SARLÓS, D. URSU, T. VINCZE

SIU, Institute of Environment and Landscape Management, Nature Conservation Master Programme
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.

Keywords: nature conservation, history, world, protected areas, 1976–1980

There has been 4871 established between 1976 and 1980 all over the world. All data in the article belong to nature conservation areas classified by the IUCN. According to this database the largest number of established protected category (38.65%) belonged to IUCN category IV (Habitat/Species Management area: protected area managed mainly for conservation through management intervention) in the examined time period. According to the IUCN database Ukraine established the biggest number (915) of protected areas. As time passes by, not only the number of protected areas grows but the types of national categories, too. Between 1976 and 1980 there were 185 national categories in use. Area sizes differed from average, the majority was between 0 and 99 ha, and however it was only the 0.028% area of all protected lands. 36 protected areas were listed from Hungary. The Bükk National Park, 10 landscape protection districts and 25 nature conservation area were listed by IUCN from this period. We can state that the number of areas grew, compared to the 3908 areas established between 1971 and 1975, there were 4871 established between 1976 and 1980. There were numerous events in this period that were important in nature conservation history, one of them was the creation of the Ranthambore National Park in India known for its tiger population, the other one was the famous Australian geological and spiritual memorial, the Uluru Kata-Tjuta National Park.

A BIRS ELTERJEDÉSE MAGYARORSZÁGON

SURÁNYI Dezső

NAIK Gyümölcsstermesztési Kutató Intézet Ceglédi Állomás
2700 Cegléd, Pf. 33. e-mail: suranyi.dezso@cefrucht.hu

Kulcsszavak: birs botanika, meghonosodás, birsfajták, a birs termesztése és kultúrtörténete, jászok

Összefoglalás: A génbanki fajtabegyűjtésekkel egybekötött, talán túlzott elvárások, sőt romantikus túlkapások is megfigyelhetők az ideológikusan is túlfűtött, eredmény-orientált fajtakutató világunkban. Ugyan érthető a társadalom türelmetlensége, de ezzel a türelmetlenséggel nem párosul megfelelő finanszírozás. Az egyoldalú vagy csak egy-egy dologra figyelő tudományos szemlélet nagyon sok fontos összefüggéseket homályban hagyhat. A sztochasztikus kapcsolatok keresése azért is szükséges, mert mind a társadalom-, mind a természettudományok számára új ismeretekhez vezethet. Jelen példa erre a birs is lehet, amelynek ma nincs akkora szerepe a gyümölcs- és fogyasztási kultúránkban, mint amilyen lehetne, s kellene, hogy legyen. A régi, szegényes mikulási és karácsonyi ünnepek, s a macskáktól védett gádorok rejtett zuga volt a helye egy kiváló csemegének, a birsalma-sajtnak. V. Pius pápára (1566–1572) ugyan szokás hivatkozni nemzetközi szakirodalomban, mint aki már-már szenvedély szinten élvezte és fogyasztotta a birs csemegéket (sajtot, kompót, lekvárt). Most nem ezt hangsúlyozzuk, hanem amit sok évtizedes terepi munkánk során tapasztaltunk a birsszel kapcsolatban. Bejártuk az országot, s a gyümölcsfák – a maguk természetes szívósságuk révén – meglepő (történeti-ökológiai) forrássá is váltak számunkra, részben egy nép antropológiai sokfélesége és archaikuma tekintetében. A biodiverzitás vizsgálatokba beleillik a természetes és kultúrflóra sokágú összefüggéseinek feltárása, mert annak társadalmi és a gazdasági kultúránkat érintő szerepe is lehet. Egyes gyümölcsfajaink esetleg nemcsak, mint kertészeti, hanem gazdaságtörténeti jelenséggé válhattak egy meghatározott történelmi korban. Közel 800 éve idetelepült jászok és kunok hajdani életformájukat sok tekintetben ma is őrzik és közben ázsiai szálláshelyeik beleestek a birs természetes areájába. Elő-és Közép-Ázsiában e népelemek (kunok, jászok) máig hatóan és érezhetően gazdagították a hazai kultúrflóráinkat a Kárpát-medencében.

Bevezetés

A közönséges birs egyedüli faj nemzetségében, a rokon nemzetségbeli fajok száma is csekély, ezért közülük csak néhányat emelünk ki. A kínai birs, *Pseudocydonia sinensis* egyetlen faj e másik nemzetségben, egyben a *Cydonia oblonga* legközelebbi rokona is; lombhullató vagy félig örökzöld faj, őshonos Kelet-Ázsiában. Szorosan kapcsolódik egy kelet-ázsiai a *Chaenomeles* nemzetséghez, de a *Ch. japonica* számtalan tulajdonságban (pl. levél jelege, tövisesség, a virágok elhelyezkedése, a termés fogyaszthatósága stb.) eltér a közönséges birstől.

Kínában *mugua* a neve, Koreában *mogwa* és Japánban pedig *karin* néven ismerik. 10–15 m magas fa, sűrű ágrendszerrel, levelei változatos méretűek, 6–12 cm hosszúak. A virágok 2,5–4 cm átmérőjűek, liláspirosak, tavasz közepén nyílnak; a gyümölcsök édes illatúak és késő ősszel érnek. A húsa kissé fanyar, a téli hideg csak részben segíti elő az utóérését, többnyire viszont lekvárt főznek belőle (1. ábra).

A valódi japánbirs, *Ch. japonica* lombfakadás kezdetén nyíló nagy, viaszzerű virágaival közkedvelt cserje, nálunk is ültetik. A japánbirs 1–1,5 m magas tövises cserje, élénk téglapiros virágokkal. Termései gömbölydedek, vesszői többé-kevésbé bibircesek. Viszonylag kicsi birstermése nagyon illatos, húsa keserű, nem ehető, viszont kompót ízesítésére kiváló. A nemesített fajták dísz értékben (fehér, krémsárga, rózsaszín, téglavörös szirmúak) felülmúlják a vad alakot. A pompás japánbirs (*Ch. speciosa*) jóval gyakoribb,



1. ábra Kínai birs, *Pseudocydonia sinensis*
Figure 1. Chinese quince, *Pseudocydonia sinensis*

mint a japánbirs, különösen régi kertekben fordul elő. 1,5–2 m magas, csak kismértékben sarjadzó cserje, közepes növekedési eréllyel. Fiatal hajtásai kopaszok, vesszői nem bibircsesek. A bíbor japánbirs (*Ch. x superba*) az előző két faj keresztezésével létrejött fajták csoportja. Termetük és egyéb morfológiai bélyegeik a két szülőfaj között állnak, jelenleg főleg az alacsony, piros virágú fajták a divatosak. További fajok még a molyhos birs (*Ch. cathayensis*), a skarlátpiros (*Ch. lagenaria*) és a tibeti birs (*Ch. thibetica*) (2. ábra).



2. ábra Japán birs, *Chaenomeles japonica*
Figure 2. Japanese quince, *Chaenomeles japonica*

A bengáli birs (*Aegle marmelos*) (szanszkrit és hindi neve *sirphal*) egész távoli rokona az előbbieknél – pomológiai értelemben köthető csak hozzájuk. Száraz évszakokban lombhullató, legfeljebb 15 m magasra nő, tövises fa. Szórt állású, 2–4 cm hosszú nyelű, aromás, hármasan összetett leveleket hoz. Az édes illatú virága 4–7 tagú, levélhónalji helyzetű, azok 4–5 cm hosszú fürtben fejlődnek. A virágai zöldessárgák, mirigyeselek. Termése gömbölyded-tojás alakú, kb. 20 cm-es, terméshéja kemény, fás, vastag, melynek sima, fénytelen, felülete megérve sárgásbarna foltokkal tarkított. A terméshús narancssárga, lisztes-pépes, erősen aromás és édeskesen savanyú, kissé keserű. Megérve a sárga termését feltörik, és jobbára megcukrozva fogyasztják. Lekvár, zselé vagy szirup, és vízzel vagy tejjel keverve ital készül belőle; az éretlen termésekből ecetes savanyúság; szárítva

pedig gyógyszerként fogyasztják (CAMPBELL et al. 2007) (3. ábra). Indiában és Sri Lankán a fáját szentként tisztelik, leveleit áldozati adományként viszik Sivának a templomba. A newari kultúrában (Nepál) a régi görög termékenységi rítushoz hasonló szokások kapcsolódnak hozzá, ott a rítus résztvevői fiatal lányok (*bel baha*), a régi görögöknél az ifjú párok (SURÁNYI 2013).



3. ábra Bengáli birs, *Aegle marmelos*
Figure 3. Bengali quince, *Aegle marmelos*

A közönséges birs (*Cydonia oblonga*) Irán É-i részén, a Kaszpi-tenger mellékén (cit. DE CANDOLLE 1894), továbbá a Kaukázus déli oldalán és Anatóliában endemikus (Boissier, Ledebour), de mint DE CANDOLLE idézi STEVEN és SIBTHORP közleményét – a Krímben és Észak-Görögországban is honos. Mivel azonban az ókorban meghonosodott DK-Európában és a görög szigeteken, a vadon termő és elvadult egyedek állománya mára nehezen választható külön (vö. Alkman líd származású görög költő versével). Jelen sorok szerzője Porosz szigetén és Krétán talált olyan birsfákat 1982-ben, melyeknek a gyökereit szinte a tenger hajjai áztatták, vagyis a faj képes elviselni a sós tengervizet. TESSEDIK (cit. PENYIGEY 1980) egykor felismerte Szarvason, hogy a birs éppen ezért is való a hazai szikes talajok hasznosítására – a lucernával együtt.

A közönséges birs kistermetű fa, főként elvadult formái gyakran bokor habitusúak [pl. az alanynak használt EM C(East Malling-i)- és Z(alaegerszegi)-birs)]. Héjkérgé lapokban válik le (4. ábra), a hajtásai (5. ábra) és a termése nemezes (6. ábra). Levele nagy, tojásdad-elliptikus, virágjai nagyok, rózsaszínes fehér színűek. Nálunk május második felében-június elején virágzik a legtöbb fajtája. Népi mondás is fűződik hozzá: „Ha villámot lát a virága, keveset terem” – ugyanis az esős időben gyakran megjelenő monília fertőzés elpusztítja a virágokat és a terméskezdeményeket. A nálunk ismert birsek jobbra öntermékenyülők, de ismertek régi önmeddő fajták is (pl. Portugál és Perzsa cukor birs) (MOHÁCSY és PORPÁCZY 1958, SZABÓ 1998). Közel félszáz fajtáját termesztik a világon; ökológiai és nyelvészeti elemzésével a későbbiekben foglalkozunk (SURÁNYI 2011a és 2011b).



4. ábra A közönséges birs, *Cydonia oblonga* héjkéreg leválása
 Figure 4. The skins-shell peel off of plain quince, *Cydonia oblonga*



5. ábra Feslő rügyek májusban
 Figure 5. Flush in May

Természetesen a növényföldrajz, a cönológia és a történeti-ökológia igyekszik pontosan meghatározni, vagy éppen pontosítani egy faj areáját. Üzbegisztán, Tadzsikisztán, Irán, Örményország, Grúzia, Pakisztán, Kasmír és Afganisztán területén a birs endemikusnak számít a legújabb kutatások szerint (CAMPBELL et al. 2007). A táj klimatikus változásai a flórát és faunát sosem engedik állandóságban maradni, épp annak dinamikus változásai és természetesen az emberi civilizációs hatások olyan jelentős átalakulást hoz-

hattak – és hozhatnak, hogy egyes megállapítások felülvizsgálatra szorulnak. Elég csak utalni LINNÉ (1753) egyes fajmeghatározásaira gondolni: a sárgabarack nem örmény, az őszibarack nem iráni, a naspolya nem német s a birs pedig nem krétai endemizmus.



6. ábra A termés nemezes felülete
Figure 6. The felty surface of the fruit

A birsnek, mivel hiteles szanszkrit neve nincs, közép-ázsiai és észak-indiai honossága kétséges. De nem így a Taurusz- és a Zagrosz hegységnek 600–800 m magas részén, vagy Mezopotámia egy részén, akkádul *supurgillu* volt a neve. Nyelvi emlékekben nem található meg a későbbiekben, de a perzsa neve *haivah* (NEMNICH cit. DE CANDOLLE 1894) – átment az oroszba is (айва); egyesek szerint ez csak a termesztett birset jelöli – a vadon termő fák neve *armud*, ami az örmény *armudából* származtatható (NEMNICH cit. DE DANDOLLE 1894). A görög *sztruthion* (στρουτιον) vadbirs voltának ellentmond Theophraszthosz, aki azt is termesztett fajtának nevezi. De 'sztruthion'-ra oltották Krétán a *küdoniai almát* (κυδώνιον μήλον); határozottan Küdon (Κυδών) ókori városra utal, a szigeten ma Chania található romjain. Az említett fajta magja azonban elfajzik, ennek a neve *kügonion* (κυγώνιον) volt (1. táblázat).

A latin *malum cotoneum* néven vette át, ami egyben a híres-hírhedt szépségverseny tárgyi szereplője: Párizs vitatott döntése és a birs gyümölcs odaitélése Aphrodithé, Pallasz Athéné és Héra versenyében a trójai háború kiváltója lett. Visszatérve a szótörténetre, a XIV. sz. folyamán a *quoyu* a birset jelölte több nagy nyelvben, az ófranciában *cooin* lett, a quins-ből vezetik le a *quince* alakot. Az olasz *codogno*, a francia *coudougnier* jelent meg, s a németben *Quitte* lett belőle. A lengyel *pigwa*, az ószláv *tunja*, *dunja* (туня, дуня) és az albán (pelazg?) *ftua* eredete ismeretlen gyökerű (DE CANDOLLE 1894), s talán a görög betelepülés előtt is megvolt már a birs a Balkán legdélibb részein. Azonban van a birs névének kultúrtörténeti értelemben sem mellékes gyökér-ága, amely az arany almának egy külön történetiséget adhat (FRAZER 1965) – természetesen gondolva itt a bibliai Éden és a koráni Paradicsom, vagy az Énekek éneke, valamint a Heszperiszek almáira is (SURÁNYI 1985).

1. táblázat A birs neve különböző nyelvekben (SURÁNYI 2013, módosítva)
 Table 1. Name of quince in different languages (SURÁNYI 2013, modified)

Nyelv	Szava
akkád	supurgillu
albán	ftuia
angol	quince
arab	لجرفس
azeri	heyva
baszk	irasagarra
belorusz	айва
bolgár	дюля
bosnyák	dunja
cseh	kdoule
dán	quince
digor (oszét)	биа, абиа
észt	quince
finn	kvitteni
francia	quince
görög	κυδώνι
grúz	quince
héber	הרבוש
hindi	श्रीफल
holland	kweepeer
horvát	dunja
iron (oszét)	къомси
japán	マルメロ
jiddis	ייבונ
katalán	codony
kínai	枳
koreai	
latin	malum aureum
lengyel	pigwa
lett	cidonija
litván	svarainis
magyar	birs
makedón	дуюа
máltai	isfargel
német	quitte
norvég	quinvce
olasz	quince
orosz	айва
örmény	սերկվիլի
perzsa	ب تخرد
portugál	nearmelo
román	gutuiie
spanyol	membrillo
svéd	quince
szerb	дуюа
szlovák	dula
szlovén	kutine
tadzsik	бини
tatár	айва
török	ayva
ukrán	айва
walesi	quince

Héra, Aphrodité és Athéné nevezetes szépségversenyében, amit Erisz a díjként közénk dobott, gyümölcsrel provokált. Valószínűleg egy szép birs lehetett, ugyanis az ókorban a körte, birs, alma (ami viszont Közép-Ázsiából származik), amelyek a szépek és nagyobb méretű gyümölcsöt adók, egyöntetűen 'alma' néven szerepelnek a forrásokban. Párizs pedig Aphroditét választotta, hogy Helénét meglelje. Plutarkhosz és ifj. Plinius szerint bajelhárító hatása van a Mulviana birsnek, Szolon törvénye pedig előírta az új párnak házasságkötéskor a birs fogyasztását (termékenységi varázslat: az illatos gyümölcs javítja a légzést stb.) (SURÁNYI 1985).

Az ókori görögök becsülték nemcsak a gyümölcs, hanem a készítményeinek gyógyászati értékeit is. A hellenisztikus korban Ikesziosz Szmürnaiosz említette, hogy a birs elősegíti az emésztést, s azt is javasolta, hogy a borral együtt ellenszere a letargiának. A már említett *kydonaton* valójában birsalmasajt volt, amit később V. Pius pápa (1566–1572) is felettébb kedvelt. A római írók ugyancsak nagy figyelmet szenteltek a birsnek étkezési és gyógyító értelemben; Varro, Cato és Columella 4 fajtáját említi, köztük a veréb (=madár) birset (7. ábra) és a küdóniai almát. Később a pompeji freskókon és mozaikokon egyaránt látható birs, Cato pedig már természetett gyümölcsfajként írt róla, megkülönböztette a birsalmát és birskörtét. Ifj. Plinius a birsgyümölcs tulajdonságai alapján osztályozta a fajtákat: sárga, igen illatos korai, nápolyi, kicsi ('Sztruthion'), kései illatos és a korai Musteum (SURÁNYI 1985). APICIUS (1996) szakácskönyve a birs tartósítását és konyhai felhasználását több étellel kapcsolatban említi, aminek az a jelentősége, hogy a híres szakácskönyvet Pannóniában ismerték a III. században. A Balkánon az élet, a szerelem és a termékenység jelképe a birs.



7. ábra Közönséges madárbir, *Cotoneaster integerrimus*
Figure 7. Common cotoneaster, *Cotoneaster integerrimus*

II. Khusro története egy jellegzetes örmény legenda, Khusro és Shirin meséjét a XVI. században készült miniatúra is feldolgozta. A szegény pásztorfiú a 13 kérdést jól válaszolja meg, így a birsek kertjébe is beléphetett, amivel elnyerte a királyleány kezét (WILSON 2011). – A kínai birs korai történetéből ugyancsak ismert egy érdekes epizód. A Han Shanglin parkot (Kr. u. III. sz) „szép növénygel” – birsfákkal ültették be, egy feljegyzés szerint volt ott egy 12-törzsű birs is. Shaanxiben a birset (közönséges és kínai birset egyaránt) nagyban természetették, és Xinjiangban a Selyemút mentén ugyancsak foglalkoztak a természetésével (8. ábra). Dél-Kínában a birs (*hub*) piaca is jelentős volt, Kashi városában és 3 környező megyében (Shule, Shufu, Akesu) a Shache és az Akesu birsalma természetése mára azonban nagyon visszaesett. Csak 1936-ban honosították Kínában az Angersi és a Champion birsfajtát, alanynak épp a kisgyümölcsű alakok magját használják (PROBOCSKAI 1969). Az erdős vidékű Pingyi megyében található az ősi Kaifu temploma, közelében matuzsálemi korú birsfát fedeztek fel a botanikusok (9. ábra).



8. ábra Közönséges birs a/ Bodrumban (Törökország) és b/ Hsziangcsen (Kína) közelében
 Figure 8. Common quince, a/in Bodrum (Turkey) and b/ near Hsiangchen (China)



9. ábra Évszázados közönséges birs Kínában (Csengtou mellett)
 Figure 9. Secular quince in China (near Chengtou)

A birs area történetében a domesztikáció helyszíne(i) tekintetében sokféle koncepcióval találkozhatunk, aminek a legfőbb oka az ős-régmúlt rekonstruálhatatlansága és a faji sokféleség (közönséges birs, japán birs, kínai birs, madárbirs-fajokat ugyanazon szóval illethették), valamint a meghonosodás és a kivadás eltérő foka.

A birs a *Rosaceae* családjának *Maloideae* alcsaládjába tartozik. A melegebb mérsékelt éghajlatú DNY-Ázsiában – és a kaukázusi területeken is honos. A magyar „birs” szó („vastag héjú almaszerű növények neve”) ismeretlen eredetű (?!); legkorábbi alakjai *bis*, *biss* voltak, mely utóbbiban állt elő az *ss > rs* áthasonulás (BENKŐ 1984 és 2. táblázat). Itt említendő meg, hogy a jászokkal legközelebbi nyelvi rokonságban lévő digorok (oszétek) a birset *bia* névvel illetik (KOVÁCS 2013, szóbeli közlése).

2. táblázat A birs a magyar írásos dokumentumokban (SURÁNYI 2013, kiegészítve)
Table 2. Quince in the written Hungarian documents (SURÁNYI 2013, expanded)

Forrás	Időpont	Szóalakok
Besztercei szöszedet	1395 körül	<i>coctanum</i>
Schlägli-szójegyzék	1405 körül	<i>bisalma</i>
Murmeliusszójegyzék	1533	<i>cotoneum, cydonia</i>
Magyar Oklevélszótár	1544	<i>cotoneum, cydonium</i>
Lencsés György: <i>Ars Medica</i>	1570 körül	<i>cotoneum, cydonia</i>
Melius Juhász Péter: <i>Herbarium</i>	1578	<i>malo cydonia</i>
Beythe István: <i>Stirpium nomenclator Pannonicus</i>	1583	<i>bis alma</i>
Carolus Clusius: <i>Rariorum aliquot stirpium...</i>	1584	<i>cydonia</i>
Calepinus: <i>Dictionarium</i>	1585	<i>bisalma</i>
Frankovith Gergely: <i>Hasznos és fölötte szükséges...</i>	1588	<i>bys alma</i>
Szikszai Fabriczius Balázs: <i>Nomenclatura</i>	1590	<i>birs alma</i>
Apáczai Csere János: <i>Magyar encyclopaedia</i>	1653	<i>bisalma</i>
Lippay János: <i>Calendarium</i>	1661	<i>bis-alma</i>
Lippay János: <i>Posoni kert</i>	1667	<i>birs, birs-alma</i>
Nadányi János: <i>Kerti dolgoknak leírása</i>	1669	<i>birs, cotonea, cydonia</i>
Pápai Páriz Ferenc: <i>Pax Corporis</i>	1690	<i>bisalma</i>
Benkő József: <i>Nomina vegetabilium</i>	1783	<i>bis-alma, büs-alma, büzös-alma</i>
Diószegi Sámuel–Fazekas Mihály: <i>Magyar fűvész könyv</i>	1807	<i>birs(körte), büzös-alm</i>

A birs viszonylag kicsi, 5–8 m magas, 4–6 m széles koronájú, lombhullató fa, esetleg bokor. Váltakozó állású, egyszerű levelei 6–11 cm hosszúak, ép szélűek; színük sötétzöld, fonákjuk fehéren sűrűn szőszös. A virágrügyek augusztus végén, szeptember elején alakulnak ki. A kihajtás után a rövid kocsányú, magános virágai a vegyes rügyekből fejlődő hajtásai csúcán ülnek. A virágok fehérek vagy rózsaszínűek, 5 cm átmérőjűek, ötszirmúak (10. ábra). Április végén, május elején virágzik, a kései fagyok ritkán tesznek kárt benne. Termése előbb zöld színű, szürkésfehér piheszőrökkel, mely fokozatosan – fajtától függően – lekopik. Az éretten fényes aranysárga, kemény héjú, erős illatú termés, melynek formája almára vagy körtére emlékeztető, tipikusan 7–12 cm hosszú, 6–9 cm széles (a vad alakoknál csak 3–4 cm átmérőjű). A termés két fő alakváltozata: birsalma (*mali-formis*) és a birskörte (*pyriformis*) (Soó és JÁVORKA 1951). De a helyi és tájfajták sorában bordás (*costaformis*) és tojásalakú (*ovoformis*) birsek is előfordulnak (ld. 13a-d. ábrát).



10. ábra A közönséges birs virága
Figure 10. Flower of the common quince

Termése nyersen kellemesen édeskés, savanykás ízű, igen finom bor is készíthető belőle. Kemény húsa miatt tisztítása, darabolása és a préselése munkaigényes. Fogyasztható azonban sütve is, de ivólevet, zselét, befőttet, kompótot, levest, kandírozott terméket vagy sajtot készítenek belőle (11. ábra). Megfőzve a gyümölcshúsa alkalmas likőrök, lekvárok, húsételek ízesítésére; a savanyított káposzta eltevésénél aromaanyagként használják. A déli megyékben és a Vajdaságban kiváló pálinka is készíthető belőle (12. ábra). Kellemes illata miatt falusi lakások hagyományos illatosító szere, sőt Európa több országában a zsidóság emlékező rítusában (pl. egyiptomi kivonulás, babiloni fogság stb.) is használja. Termése pektinben gazdag, nyákoldó hatású; egyik legfontosabb természetes pektinforrásunk. Magjai közel 20%-nyi nyálkaanyagot, 1–1,5% amygdalint (kéksav glikozid) és zsíros olajat tartalmaznak. A népi gyógyászat egész magvait köhögéscsillapítóként, enyhe hashajtóként használja. Kenőcsökben repedezett bőr, égési sérülések, felfekvések, az aranyér kezelésére alkalmas, a kozmetikában többféle kenőcs alapanyaga. Nyálka- és cserzőanyagokban a levele is gazdag, a száj és a garat enyhébb gyulladással megbetegedéseinek, emésztési problémáknak ellenszere.



11. ábra Birsből készült csemege: a birssajt
Figure 11. Delicacy made of quince: the quince cheese



12. ábra Birs pálinka
Figure 12. Quince schnaps

A Kárpát-medence kultúrflórájában és történetében a közönséges birsnek (*Cydonia oblonga*) van igazán jelentősége, így most már csak erre vonatkozó botanikai és gazdaságtörténeti jellemzőket mutatjuk be. Mérsékeltlen melegigényű, lombhullató faj, kis fát vagy bokrot nevel, így a vadonban az állatok kártétele után cserjeként képes tovább élni. A szárazságot, de a nedvesebb talajokat is jól viseli, s mivel későn virágozik – a lombosodás után, alig veszélyeztetik a termést a kései fagyok. Nagy fehér vagy rózsaszín virágai 3–5 cm átmérőjűek, általában jól kötődnek. Gyümölcse küllem, molyhosság, méret (70–1700 g között) és alak (ld. a 7. ábrát!) nagyon változatos; a gyümölcshús a hófehértől a krémszínűen át az enyhén rózsaszínűig terjed. A birs mintegy 2–3 hónapos utóérést követően fogyasztható, vagyis a vadonban a lehullott birs a hideg hatására akkor vált fogyaszthatóvá, amikor embernek, állatnak a legnagyobb szüksége volt – télidőben (ld. 11. ábrát).

A történelem folyamán kiderült, hogy sokféleképpen felhasználható a gyümölcse, köszönhetően a magas pektin tartalmának, a belőle készült lekvár több nyelvészeti érdekességet is mutat. A 'marmalade' eredetileg birs dzsem (lekvár) volt, amelyből a portugál *marmelo* és a spanyol *membrillo* a birsre vonatkozó szó lett, de az angol (*marmalade*=narancslekvár), francia (*marmalade*=lekvár) és német (*Marmelade*=gyümölcsíz), sőt az orosz (*мармелад*=gyümölcs-sajt) nyelvben a lekvár, sajt általános megnevezése maradt a funkciója. A nyelvi sokféleség is jelzi a gyümölcseinek sokféle felhasználását: frissen, befőtt, kompót, sajt, lekvár, zselé, ivólé, bor, pálinka és borizésítő (pl. a francia *Chenin Blanc* készítése a Loire-völgyben). A birsfogyasztási formái világszerte a nemzeti karaktert is tükrözik, így a *kuđovarov* Khosz és Kréta szigetén, *gamm ta' l-isfargel* Máltán, *sfarjel* Libanonban, *sambal* Indiában vagy a *beh* Iránban – mind specifikumot is jelentenek, egyben közösek: birs az alapanyaguk. Angliában az első adat 1275-ből való: I. Edward a Towerben birsfákat ültetett; kedveltségét Shakespeare is hangsúlyozta: „a birs a gyomor paplanja” (SURÁNYI 2013).

Franciaországban az ecetes mézes lében megfőtt birset (zselészerű csemege volt) fadobozban forgalmazták, sőt fogyasztják a XV. század óta (Cotignac d'Orleans). Amikor Orleansba érkezett Jeanne d'Arc 1429-ben, a helybeliek tiszteletből ezt ajándékoztak neki. A birsfogyasztás kultusza még inkább megvolt a géncentruma közelében, Törökországban. Nem meglepő, hogy a török hódoltság idején a görög konyhának is fontos kelléke lett a birs. Ma még mindig Izmir (Szmirna) környékén koncentrálnak (mint a fűgéné is) a török birstermesztés (ROACH 1985).

A világ birstermelése megközelíti a 600 ezer tonnát, ebből Törökország részesedése 128 ezer (21,3%); Kína 120 ezer, Üzbegisztán 73 ezer, Marokkó 46 ezer, Irán 35 ezer, Argentína 27 ezer, Azerbajdzsán 24 ezer, Spanyolország Szerbia és Algéria 14–14 ezer t terméssel részesedett 2011-ben. A FAO adatok szerint Magyarország, Románia, Moldávia, Szerbia, Makedónia, Bulgária, Görögország és Albánia termelése is jelentős. A tengerentúlon Argentínát, Chilét, Uruguayt és Ausztráliát jegyzik birstermesztő országként. A fontosabb birsfajták száma világszerte együttesen 50 körül van, ezek nagyobbik része már nem az areán belüli területen terem, viszont mind a rezisztens fajták, mind a vad és elvadult alakok nélkülözhetetlen genetikai tartalékká váltak (FAOSTAT 2011).

A birs termesztése, birsfajták hazánkban

A birs széleskörű európai elterjedésére utal Nagy Károly nevezetes okmánya, *Capitulare de Villis* (Kr. u. 800), mely a birset termesztett gyümölcsként írta le (RAPAICS 1940). Magyarországon a birsre vonatkozó legkorábbi adat 1395 körüli időkből származik (vö. 1. táblázattal), bár a Dunántúl római provincia volt, sem Somogyban és Baranyában, sem Fejérben és Győr környékén, csupán Buda-vidéken (Perbál, Dunabogdány, Óbuda) (SZABÓ 1998) észrevehető a pannóniai hatás. Jóval később, a XVII. században jelenik meg a birs olyan értékes gyümölcsfaként, melyet határjelnek használtak. Leginkább az Alföldön, de az északi megyékben is kedvelt gyümölcs lett („szegélyhatás”: SURÁNYI 2002). A Kárpát-medence ökológiai és történelmi értelemben is különlegesnek számított, ugyanis ide a három részre szakadt ország középső részére, sőt Erdélybe is nemcsak Kis-Ázsia és Balkán, hanem Nyugat-Európa és Itália felől is érkeztek fajták – mint ahogy népelemek is. Már a kelta népességmozgások, melyek a Kárpát-medencét is nagyban érintették, mind a birs és naspolya, mind a cseresznye fajtaváltozatainak gazdagodásában szerepet játszottak.

A népi kultúránkban annak ellenére nem hagyott különösebb nyomot a birs, hogy az emberek hasznosságát hamar felismerték. Nem lehetett ebben visszatartó hatása a monília gombának, aminél mára csak a baktériumos tüzelhalás súlyosabb betegség; mindkettő a termés elvesztését okozza. A nálunk ismert birsfajták jobbra öntermékenyülők, de régi önmeddő fajták is igen bőtermők (pl. Portugál birs, Perzsa cukor).

LIPPAY a *Posoni kert*-ben (1667) már részletesen leírta a fajt, ez tekinthető a birs első és pontos leírásának, noha jegyzékekben és szótárakban már korábban is szerepelt. A neves botanikus-kertész jezsuita már említi, hogy fő ellensége a fának az ágait belsejében végig rágó nagy farontólepke (*Cossus cossus*). Gyümölcsét liktáriumnak, kompótnak használták és főztek belőle sajtot is. Ez a szokás megmaradt a mai napig – sok más hasznosítási formával együtt. Minden törekvés dacára, a birs az évszázadok során sem tudott kitörni szűk termesztési körzetéből (2. táblázat). A XVIII-XIX. században az uradalmak

és egyházi birtokok jeleskedtek birses kertekkel, olykor fajtagyűjteményekkel. Látszólag ennek abban a korban alig volt hatása, mégis ezek a fák, vagy elfajzott és kivadult utódaik növelték a genetikai sokféleséget (Békési és Csongrádi birs, Dunabogdányi, Gönci birs, Mezőtúri és Perbál I).

A fajták termőképességét és termését a korona nagysága, a hajtások jellege (nyárs, vessző), a virágzási időpont, a betegség-ellenállóság, a gyümölcskötődés mértéke és a gyümölcsök mérete (150 g-tól 1700 g-ig) határozza meg. A legrészletesebb fa összeírást 1959-ben végezték; ekkor 1,9 millió birset vettek nyilvántartásba, 1,2 millió db volt a házak körül, 393 ezer db a szőlők között, 96 ezer db ültetvényben állt és 240 ezer birsfát találtak szórványokban (ezeknek mára ismét megnőtt a szerepe, főleg a Jászságban és a Nagykunságban) (KSH 1961). A területi eloszlást azért nem értékeljük részleteiben, mert annak egyes népelemekkel való kapcsolatának elemzése kimaradt eddig a vizsgálatokból.

Milyen gyűjteményes és Európa-szerte ismert birsfajták találhatók meg ma a házikertekben, szórványokban és ritkábban a szőlők között (kétszintes termesztés)? A kérdésre kapott választ ugyanis a pomológiai értékek megbecslése mellett – az etnikai sajátosságok is befolyásolják, vagyis a mai kultúrtáji képet (allokációs jellemzők) gyümölcsfaji s nem kizárólag fajta-kérdés oldaláról szükséges értékelni.

Birsfajták

3/20 és 3/32 szelektált tájfajta-jelöltek

Fájuk középerős növekedésű, koronájuk felfelé törő, laza, elég ritka szerkezetű. A Portugál birshez hasonlóan gyümölcsei későn érnek; mindkettő ritka koronájú. A két tájfajta termőképessége és termésbiztonsága jó, gyümölcse jól eltartható; kései érésű. Közepes méretű gyümölcsei (250–300 g) tojásdad vagy zömök körte alakúak. Színük zöldessárga, felületük csaknem sima, kocsányüregük mély.

Angersi

Erős növekedésű, francia eredetű fajta; hajtásai nemezesek, levelei nagyok, sötétzöld színűek. Termése változatos (alma, kerekded vagy körte alakú), kicsi (100–150 g), héjszíne zöldessárga. Húsa kemény, októberben érkezik, de sokáig eltartható. Elsősorban alanynak használják.

Bereczki birs (Kiskunfélegyházi)

Felfelé törő, erőteljes növekedésű, levelei nagyok; a termései nagyok (300 g), bordásak; a héja fénylő aransárga, molyhos felületű. Szeptember-októberben érkezik. Húsa elég édes, főzések megpirosodik. Magyarországon nagyon kedvelt régi fajta, Békés és Torontál megyékben alakult ki, mára világfajta lett.

Bereczki bőtermő (Dunabogdányi II. vagy Vranja)

Középerős növekedésű, jól elágazó; levelei nagyok, közepesen molyhosak. Igen termékeny, bár korai virágzása miatt fagyoktól szenved; gyümölcse középnagy (250–350 g), zömök, körte alakú, közepesen bordázott. Húsa kiváló minőségű termékek alapanyagát adja, szeptember végén érkezik.

Champion

Középerős növekedésű, bőtermő, nagyon korán termőre fordul. Levelei nagyok, a termése hasonlít a De Bourgeaut-hoz. Termése nagy, 250–300 g-os, tompa körte alakú, a felülete sima, zöldes citromsárga. Húsa világossárga, tömör, lédús és illatos, savanykás. Jól tárolható, mára kevéssé ismert fajta.

De Bourgeaut

Régi francia fajta, nagy koronát nevel; erős növekedésű, levelei nagyok. Termése 200–250 g-os, körte alakú és bordázott. Héja zöldessárga, molyhos; húsa lédús, kissé sárgaszínű, savanykás, Provence-ban a mai napig aszalják. Augusztus 2. felében már érik, vagyis a legkorábbi birsfajta. Termőhelyekben nem válogat.

Dunabogdányi (I.) körtebirs

Dunakanyarban, Pest megyében ismert tájfajta, fája középerős növekedésű, jól terem. Szeptember végén-október elején szedhető; gyümölcse középnagy (250–300 g), körte alakú. Betegségeknek és a szárazságnak igen jól ellenáll.

Gamboa

Gyümölcse körte alakú, világossárga héjú, húsa sárgásfehér, főzéssel piros, íze édes. Fája kicsi, sűrű koronájú, Portugáliából származik; feltehetőleg a 'Portugál' birs utóda.

Jász csokros birs

Inkább bokor habitusú, szórványban gyakori volt a Jászságban a '70-es években; igen kicsi (100 g) körüli, közepesen nemezes felületű gyümölcsei szeptember végén szedhetők. A fő jellemzője, hogy nem kap természetői figyelmet, viszont kiváló ökológiai és növényegészségi ellenállósággal rendelkezik.

Konstantinápolyi

Régóta termesztett fajta, erőteljes növekedésű, korán fordul termőre; a szárazságot és hideget jól tűri. Termése inkább körte alakú, 250 g-os, dudoros felületű, a gyümölcs közepéig – erősen bordázott. Héja citromsárga, barnásan molyhozott. Szeptemberben szedhető (8. ábra).

Leskováci

Szétterülő koronát nevel, hajtásnövekedése erőteljes, apró levelű és sötétzöld színű. Nálunk a termése 500 g körüli, de Szerbiában (Nis környékén, ahol kialakult) 1500 g-ot is elérheti. Alakra nem egyöntetű, de inkább a körtealak a jellemző. Héja aranysárga, gyéren molyhos felületű, utóérés idején már alig látható rajta. Húsa fehér, amit a főzés után is megtart, igen fűszeres. Október elején érik, de melegebb termőhelyen már szeptemberben szedhető. Nagyon termékeny, korán és bőven terem; kiváló konzervfajta.

Mammut

Nagyon nagy gyümölcsű, alma alakú és bordázott, a Portugál birsből szelektált, világossárga héjú fajta. Fája felfelé törekvő, korán termőre fordul és rendszeresen, bőven terem. Kiválóan feldolgozható fajta.

Meech termékeny

Nagyon erőteljes növekedésű, hajtásai vékonyak, s lehajlók, levelei kicsik. Igen nagy virágokat nevel, körte alakú gyümölcse igen nagy, kissé bordás. Héja aranysárga, közepesen molyhos felületű, igen illatos birsfajta. HEDRIKCK (1938) kétségbe vonta, hogy a Champion fajtánál 2 héttel korábban érik, jól terem; kártevőknek ellenálló fajta.

Mezőtúri

Újabb tájfajta, fája középerős növekedésű, kevés elágazással, levelei középnyagok; a termése 200 g körüli; szabályos alma alakú, illatos, alig kövecses. Terméshozása hasonlít a Konstantinápolyi birséhez. Igen zamatos, ivólének, befőttnek kiváló. Az Alföldön többfelé ültetik, valószínűleg Bereczki figyelt fel rá (SZABÓ 1998).

Orange

Betegségeknek ellenálló amerikai fajta, erős növekedésű, bőtermő; gyümölcse nagy, változékony formájú, kissé bordázott. Húsa világossárga, lédús, kiváló ízű; főzés után húsa sötétpirosra változik. Termése 250–400 g-os, szeptember végén-október elején érik. Magvetéssel is szaporítható, ennek szelekciójából való a 'Dwarf Orange'.

Perbál 1 és Gönci birs

A Perbál 1 csaknem fehér szirmú, a Gönci birs virága rózsaszín. Kisméretű (150–180 gramm), alma alakú, erősen bordás, aranysárga gyümölcseik korán érnek, nagyon illatosak. Idejében (szeptember elején) leszedve nagyon jó légyártási alapanyagot biztosítanak. Fájuk gyenge növekedésű, sűrű lombú, kis levelű. Kisméretű virágaik későn nyílnak. Jó termőképességű tájfajták. Hazai szelekcióból származó két tájfajta.

Perfume

Középerős növekedésű, a virágai rózsaszínek. Gyümölcse nagy-igen nagy (350–400 g), tojásdad alakú; gyümölcshéja viaszos, fényes világossárga. Nagyon illatos, jó ízű; október elején érik.

Perzsa cukorbirs

Erős növekedésű, feltűnően vékony hajtásokkal. Termése aránylag kicsi (150–200 g), szabályos körte alakú, kissé dudoros felületű, eléggé molyhos; héja fénylőn sárga, a húsa sárgásfehér, kellemesen édes. Szeptemberben érik, a moníliaának ellenáll. Angliában nagyon kedvelt, szakrális szerepe van az ottani zsidó közösségekben (egyiptomi kivonulásra emlékezés).

Pineapple

Kaliforniában termesztett. Gyümölcs nagy, alma alakú, sima héjú, világos aranysárga, nagyon illatos, fehér, lágy húsu, csak enyhe összehúzó. Aromája az ananászra emlékeztet; lédús, víz hozzáadása nélkül is főzhető.

Portugál

Fája erős növekedésű, levelei nagyok, fényes zöld színűek. Termése igen nagy (elérheti az 500–650 g-ot is), a héja sárga, húsa lédús, jól főzhető. Húsa tetszetősen sötétpiros

színt vesz fel főzéskor, kiváló ízű birs. Egyetlen hibája, hogy önmeddő. Angliában már az 1600-as években is termesztették.

Rhea

A legerősebb növekedésű birsfajta, fagyérzékeny; az Orange birs utóda, termése szabályos alma alakú, elég nagy (300 g körüli). Héja zöldessárga, a húsa világossárga, tömött és lédús, kicsit savanykás ízű. Főzés után sötétpiros színű lesz. Szeptember-október folyamán érik.

Szmirnai

Francia és török földön termesztik, de Kaliforniában is kedvelt. Nagy koronát nevel, erőteljes növekedésű, a levelei igen nagyok, mutatósak; díszfaként is ültetik. Termése igen nagy (700 g), gömbölyded, kissé hengeres is. Héja citromsárga, húsa nagyon ízletes, kissé savanykás, s főzés után is kiváló ízű marad. Októberben érik.

Van Deman

Erős növekedésű amerikai fajta, viszonylag nagy koronát nevel. Termése igen nagy, 500 g feletti, körte alakú; a héja sima, világos narancsszínű, a húsa világossárga, kissé fanyar, mégis kellemes ízű. Lédús, megfőzve sötétpiros, jó minőségű. Korán fordul termőre és igen jól terem.

Vrajna (Bereczki bőtermő vagy Ludovic)

Nagy koronát nevel, erős növekedésű, ellenálló fajta. Termése igen nagy, 1000 g körüli, a napos oldalon rózsaszínes, héja aranyárga, a húsa nagyon finom, igen ízletes, szeptember végén érik; sokáig eltartható. Egyes nézetek szerint azonos a Bereczki bőtermővel.

Összefoglalóan megállapítható, hogy a birsgyümölcs alak szerint négy forma alakult ki, amihez hozzáteendő, hogy a birsnek azonos évben termőhelyek és a fán belüli helye, méginkább az évjáratok függvényében nagy heterogenitást is mutat; a négy alakítípus a következő: a/ almaalakú, b/ körtealakú, c/ bordázott és d/ tojásalakú (13a–d. ábra).

A betelepülők gyümölcse?

A kunok szervezeti rendszeréről, életéről PÁLÓCZI HORVÁTH (1989) adott részletes leírást. Egykor a vezetőrétegük a menekülőket a türk rendelkezési elvnek megfelelően 7 egységbe sorolta, ami jószág, vagyon és hadifoglyokból lett rabszolgák arányos elosztását is biztosította. Az inkább nomád nagyállat tartó nép számára a (keresztény) foglyokból lett rabszolgák fontos szerepet tölthettek be, ugyanis a földművelésből vették ki részüket. Nem volt lehetőség általában nagy egybefüggő területekre letelepíteni a kunokat, de a fragmentáltság dacára mégis kialakultak az önálló közigazgatási és bíraskodási kerületek a Duna-Tisza közén, Pest, Fejér, Külső-Szolnok, Csongrád és Bodrog vármegyékben (14. ábra).

IV. Béla a kunokat síkvidékre telepítette a mongol invázió után, mégpedig a Duna, Tisza, Körösök, Maros és a Temes folyók mellett. A hajdan sűrűn lakott területeket né-

pesítették be újra, s 1279-ben törvény erősítette meg, hogy a kunok királyi birtokokon, valamint nemesi és várjobbágyok üresen maradt földjeire települhetnek. A népcsoport belső ügyeibe (tulajdonjog, bíraskodás, képviselő) nem szólt bele a király, vagyis nagyfokú autonómiára tettek szert, s tulajdonszerzésen túl haszonélvezeti jogot is kaphattak (halászó helyek, erdők).



a



b



c



d

13. ábra Termésalakok: a/ almaalakú (cv. Angersi), b/ körtealakú (cv. Leskovaci), c/ bordázott (cv. Meech termékeny), d/ tojásdad (cv. Karin)

Figure 13. Fruit shapes: a/ apple shape (cv. Angersi), b/ pear shape (cv. Leskovaci), c/ ribbed (cv. Meech productive), d/ eggs hape (cv. Karin)



Kun és jász szállásterület Magyarországon

1. A magyar királyság a XIII. sz. közepén
2. A kun nemzetségek és a jászok szállásterülete a XIV. sz.-ban
3. XV. sz.-i kun és jász központok (székek)
4. Sírleletek. Kunok:

1. Kígyópuszta, 2. Csólyos,

3. Felsőszentkirály, 4. Balotapuszta,
5. Kiskunhalas-Inoka, 6. Kunszentmárton,
7. Homok, 8. Bánkút,
9. Erdőtelek, 10. Jászdózsa
5. Más keleti eredetű középkori leletek:
11. Ártánd-Zomlin-puszta, 12. Demecser

14. ábra A jászok és kunok elsődleges szálláshelye (PÁLÓCZI HORVÁTH 1989)

Figure 14. Primary quarter of Jász and Kun people (PÁLÓCZI HORVÁTH 1989)

A szálláshelyek népe a kun néptörödékekből szerveződött, még a legnagyobb – a Halas-szék is – a Csertan nemzetség irányításával. A Körösök és a Maros szöglettől délre, Zarándot is beleértve, a kunok fellázdattak, s az 1280. évi hódtavi csata után pusztítva kivonultak a tatár fennhatóság alatt élő havasalföldi kunokhoz. A Fejér megyei kunoknak és leszármazottaiknak szerepe és egyben hatása volt az ottani birstermesztésre is. A történeti kutatások szerint a török előtt a Duna-Tisza közén nagy kun szálláshely létezett, amit a török adminisztráció is elismert.

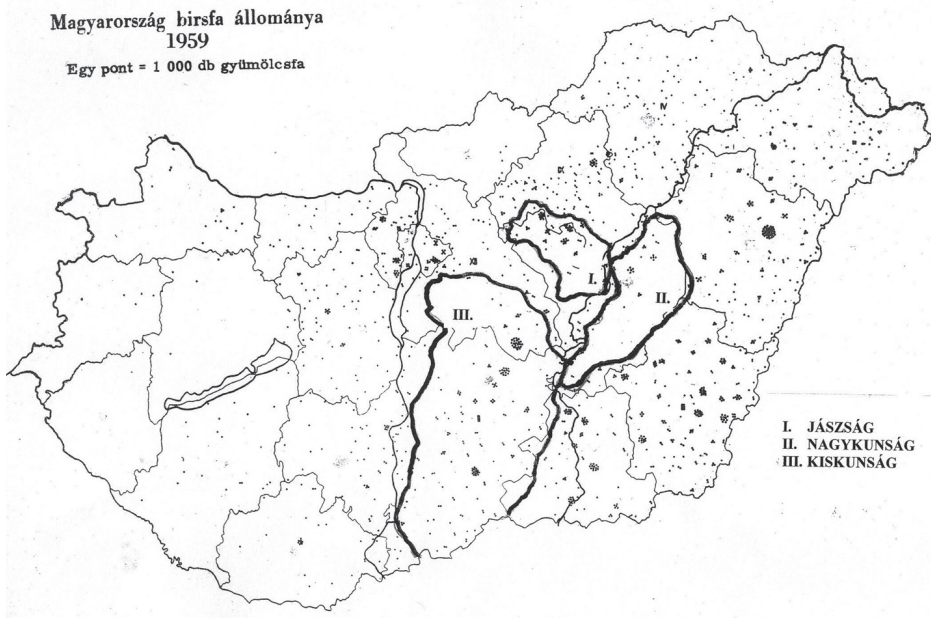
PÁLÓCZI HORVÁTH (1989) összegezéséből ismert, hogy a mongol invázió bizonyosan maga előtt sodorhatta Erdélybe, majd a történelmi Magyarország területére a jászokat. A kelet-európai sztyeppéken ugyanis a kunok fennhatósága alatt éltek a jászok, mint segédcapatok támogatták a kunokat és művelték a földeket. Úgy tűnik, a mongol dúlás után a XIV. század elejére mintegy 8.500 km²-nyi területet birtokoltak a kunok és jászok. Mint a források és a mára megkövesedett hagyományok és népszerű sajtóosságok tanúsítják, a Zagyva és a Tarna vidékére a jászok főként a földművelés lehetőségei miatt települtek.

A jászok, mint iráni, pontosabban oszét eredetű népcsoport 1318-ben fordul elő a forrásokban, 5 évvel később kérelmezték Károly Róberttől az alávetettségük megváltoztatását. Mint a már idézet kismonográfia idézi, 1333-ban lehetett tudni egy Sándor nevű kapitányról is; viszont az oklevelek nem tudósítanak a lakhelyeiről, inkább csak szórványos adat van rá: Pilis és Esztergom vármegye határán, Komárom, Nógrád és Bars területén éltek legelőbb jászok. PÁLÓCZI HORVÁTH (1989) kiemeli, hogy 1366-ban (Árokszállás, Apátszállás stb.) a Jászságban valóban éltek jászok. Eredetüket illetően kitért a szerző a 'jász' népnév eredetére vonatkozó téves hipotézisekre is (szarmata≠jász, jazig≠jász; ijászok, vagy az ugyancsak hamis filiszteusokból való eredeztetés stb.).

CZEGLÉDI (1969) szerint az ási törzsek a Kr. e. 2. században még a Szir-Darja középső folyásánál nomád birodalmat alkottak, ahol alán törzsek is éltek, akiket fokozatosan kiszorították onnan. A kunok és ászik ottani kapcsolatrendszere nem teljesen tisztázott, de annyi biztosnak tűnik, hogy a Kaukázus vidékén megtelepedve az alán-ási népesség főleg földműveléssel foglalkozott, s a Kazár birodalom részeként tagolódott. Nem egészen világos, miért szakad meg a folytonosság a szaltovo-majaki kultúra telepeiben, s a IX–X. század után az alánok a kun törzsszövetség kötelékébe tartoznak. Eltelik közel 200 évnyi idő, a XIII. században jász segédcapatokról tudni, akik „kaukázusi” menekültekként a balkáni bizánci-bolgár katonai vetélkedésbe keveredtek bele. Mire az ország keleti széleit eléri a mongol invázió és bekövetkezett a nagy pusztulással járó hadjárat, jász népességet találni Moldvában és a Havasalföldön. A bizánciak oldalán s a bolgárok ellenében vettek részt a harcokban, de velük csak jóval később találkozhatunk az országban, mint újabb jövevényekkel. A betelepülésüket vázlatosan bemutatva érkezik el a népcsoport becses nyelvemlékének megtalálásához. Jászfaluban egy oklevél hátlapján 40 községből álló jász-szójegyzék került elő, amit NÉMETH (1958) publikált, a szavak között egyetlen gyümölcs neve sem szerepelt (GYÖRFFY 1990). Viszont ott volt egy talányos település, Bia neve, amelynek a jelentése ismeretlen maradt (vö. KISS 1988), alán eredetét vitatták, mígnem az oszét nyelv dígor változatában rá nem talált KOVÁCS (2013, szóbeli közlése) a birset jelentő szóra.

A Jászság, mint fontos kistájunk megőrizte a népességnek, anyagi kultúrájának számtalan emlékét, dokumentumát a Zagyva és a Tarna vidékét, csakúgy, mint a Kis- és Nagy-kunság esetében a kun népelemek, amelyek sámánhit tekintetében ugyan eltértek a jászoktól, de a birs szerzetében, hasznosításában feltétlen hasonlítottak egymásra (15. ábra). Ennek a gazdaságföldrajzi és pomológiai elemzésében már csak az agrár-földrajzi sajátosságok kiemelése érdemel további sorokat. Drámai fordulatot élt meg a két népcsoport, amikor 1702. március 22-én I. Lipót eladta a területet a Német Lovagrendnek 500 ezer Ft-ért. Alig fél évszázad múltán (1745. február 19-én) megtörténik a szabaddá válás, a redempció – 580 ezer Ft lefizetése fejében; ezt május 6-án Mária Terézia rendeletben erősítette meg, és egyaránt szabadnak nyilvánították a jászokat és kunokat (SZABÓ 1982).

Jelen tanulmány születését elsősorban a birs area-kutatása és földrajzi meghatározása motiválta. De tudva azt, hogy „onnan” – Keletről – kunok is, jászok is betelepültek a Kárpát-medencébe – a birsfák allokációját és gyakoriságát kezdtük elemezni (KSH 1961). A Kis-és Nagy-kunság és a Jászság is kiemelkedett az országos átlagból (TÁLASI 1977, BELLON 1979, SZABÓ 1982). 3 nagy régióra osztva az országot a birs az Alföldön fordult s fordul elő legnagyobb mértékben (1,2 millió db), a Dunántúlon Fejér és Komárom, s Északon főként Heves miatt nagyobb arányú ott a birs művelése. A felsorolt megyéket közel 800 éve érintette kun és jász népelemek betelepítése (15. ábra).



15. ábra A birs területi eloszlása az országban (KSH 1961)

Figure 15. Areal distribution of quince in Hungary (KSH (Central Statistical Agency) 1961)

Ha ezek után a kunok lakta (Kis-és Nagy-kunság) és a Jászság népességét és anyagi kultúráját vizsgáljuk, a 3 kistáj (9,1%) területéhez képest a birsfák katasztere 14,1%-ot jelez az országos állományban kifejezve. A két relatív szám összevetése a fák területi sűrűségében – mintegy 55%-os többletre mutat, ami így nem lehet a véletlen műve. Ebben bizonyosan szerepet játszott elsősorban a jászok földművelő kultúrája, magának a gyümölcsnek az ismerete, amely a szoros kapcsolataik révén a kunokat is megérintette s motiválta mind Elő-Ázsiában, mind a Kárpát-medencében. Így azok a mára elfeledett, vagy talán még megőrzött hagyományok a kollektív népelemeznek egy igen ősi rétegét képezik.

Visszaulva a hazánkban kialakult tájfajták eredetére, a 'Bereczki birs' ugyan Kiskun-félegyházáról került elő Bereczki Máté jóvoltából (SZABÓ 1998), de Torontál vármegyében keletkezett, mint a 'Vranja', aminek a 'Bereczki bőtermő' lehet a szinonímája. A 'Mezőtúri birs' is lehetett a Bereczkinek a szelekciója (Dörgő Dániel jóvoltából), s

féltett és kiveszőben lévő génbanki kincs a Jászságnak a 'Jászsági csokros' fajta. Tágabb értelemben, a Dunakanyarban alakultak ki a Dunabogdányi I. és II., valamint a Perbál 1 birsek; a számmal jelölt klónfajták Heves megyét reprezentálják, és a Gönci birs megtalálása sem minősül véletlennek – a kisváros népességének ismeretében (16. ábra).



16. ábra A Jászság egyik szimbóluma: birs a kertben
Figure 16. One of the symbols of the Jász area: quince in the garden

Bizonyosan a gyümölcs hasznosságán túl jelképi kötődések is népszerűvé tették a birset, egyik adatközlőm (KOVÁCS 2013, szóbeli közlése) említette, hogy az oszétek körében a hamvas birs a fiatal lányok, asszonyok mellét s a gerezdessége pedig a női feneket jelképezte. Itt említendő meg ismét, hogy a nászéjszakán a birs fogyasztása nem erotikus tartalmú volt, hanem termékenységi varázslatnak számított – általában és Keleten. A véletlenek szerencsés összejátszása, hogy a Közel- és Közép-Keleten a birs és a füge területileg ugyanarra a területre koncentrálódik, így együtt erotikus és termékenységi szimbólumot mutatnak be.

Még volt a birsgyümölcsnek egy fontos funkciója, ami a legtöbb fajtájára jellemző, nevezetesen az illatossága, tulajdonképpen bármire emlékeztethet, mintegy memóriafriessítő, mint Goethe túlrejtett almája. Némelyik közel-keleti zsidó közösség, amelyik mediterrán területről távolabbra került, az egyiptomi vagy a babiloni fogságot a birs szagolásával idézték fel. Felmerül a kérdés e szokás kapcsán, nem lehet-e, hogy ez Kazáriában alakult ki, ahol a judaizmus megvolt a kereszténység előtti századokban.

Irodalom

- APICIUS, M. G. 1996: Szakácskönyv a római korból. Enciklopédia Kiadó, Bp.
- BELLON T. 1979: Nagykunság. Gondolat Kiadó, Bp.
- BENKŐ L. (főszerk.) 1984: Magyar nyelv történeti-etimológiai értelmező szótára I. köt. Akadémiai Kiadó, Bp. p. 305–306.
- CAMBELL, C. S., EVANS, R. C., MORGAN, D. R., DICKINSON, T. A., ARSENAULT, M. P. 2007: Phylogeny of subtribe *Pyraeae* (formerly the *Maloideae*, *Rosaceae*). Limited of a complex evolutionary history. *Plant Systemat. and Evol.* 266(1-2): 119–145.
- CZEGLÉDY K. 1969: Nomád népek vándorlása Napkelettől Napnyugatig. Akadémiai Kiadó, Bp.
- DE CANDOLLE, A. 1894: Termesztett növényeink eredete. KMTT, Bp.
- FAO OF UNITED NATIONS 2011: Economic and Social Depart. The Stat. Div. UN Corp. Stat. Database
- FRAZER, J. G. 1965: Az aranyág. Gondolat Kiadó, Bp.
- GYÖRFFY GY. 1990: A magyarság keleti elemei. Gondolat Kiadó, Bp.
- HEDRICK, U. P. 1938: *Cyclopedia of hardy fruits*. Macmillan Co., New York.
- KISS L. 1988: Földrajzi nevek etimológiai szótára I. Akadémiai Kiadó, Bp. p. 211.
- KOVÁCS B. 2013: Szóbeli közlése osztét szavakról
- KSH 1961: Az 1959. évi gyümölcsfa összeírás községi adatai. KSH, Bp.
- LINNÉ, C. 1753: *Species plantarum*. Imp Laurentius Salvius, Stockholm.
- LIPPAY J. 1667: Gyümölcsös kert. Cosmerovius Máté, Bécs.
- MOHÁCSY M., PORPÁCSY A. 1958: A birs. p. 325–344. A körte termesztése és nemesítése (függelék) Mezőgazdasági Kiadó, Bp.
- NÉMETH GY. 1958: Eine Wörterliste der Jassen, der ungarländischen Alanen. Berlin.
- PÁLÓCZI HORVÁTH A. 1989: Besenyők, kunok, jászok. Corvina Kiadó, Bp.
- PENYIGÉY D. 1980: Tessedik Sámuel. Akadémiai Kiadó, Bp.
- PROBOCSKAI E. 1969: Faiskola. Mezőgazdasági Kiadó, Bp.
- RAPAICS R. 1940: A magyar gyümölcs. KMTT, Bp.
- RÁCZ J. 2010: Növénynevek enciklopédiája. Tinta Kiadó, Bp.
- ROACH, F. A. 1985: *Cultivated fruits of Britain. Their origin and history*. Basil Blackwell, New York.
- SOÓ, R., JÁVORKA S. 1951: A magyar növényvilág kézikönyve I-II. Akadémiai Kiadó, Bp.
- SURÁNYI D. 1985: Kerti növények regénye. Mezőgazdasági Kiadó, Bp.
- SURÁNYI D. 2002: Gyümölcsöző sokféléesség, Biodiverzitás a gyümölcstermesztésben. Akcident Kft-CGyKFI, Cegléd
- SURÁNYI D. 2011a: A birs és a naspolya a Kárpát-medencében. VII. Kárpát-medencei Biol. Szimp. (Bp.) p. 51–57.
- SURÁNYI D. 2011b: Quince and medlar production in Hungary. *Hung. Agric. Res.* 20 (3): 1-15.
- SURÁNYI D. 2013: A jászok, kunok és a birs Magyarországon. *Eleink* 12 (3): (megjelenés alatt).
- SZABÓ L. 1982: Jászság. Gondolat Kiadó, Bp.
- SZABÓ T. 1998: Birs p. 187-195. in: Soltész M. (szerk.) 1989. Gyümölcsfajta-ismeret és- használat. Mezőgazda Kiadó, Bp.
- TÁLASI I. 1977: Kiskunság. Gondolat Kiadó, Bp.
- USDA, ARS, National Genetic Resources Program. Germplasm Resources Information Network - (GRIN). [Online Database] National Germplasm Resources Laboratory, Beltsville, Maryland. (20 Febr. 2011)
- WILSON, C. A. 2011: *The book of marmalade: its antecedents, its history and its role in the world today (Together with a collection of recipes for marmalades and marmalade cookery)*, Univ. of Pennsylvania Press, Philadelphia.

DISSEMINATION OF QUINCE IN HUNGARY

D. SURÁNYI

Fruit Research Institute
2700 Cegléd, POB 33.

Keywords: quince botany, introduction, quince cultivars, quince growing and cultural history, Yazigians

The fruit cultivars of gene bank collection with awarding the original, perhaps exaggerated expectations, and even romantic conceptions can be observed in the ideological excesses is overheated, results-oriented type of research in the World. Although the impatience of the society is understandable, this impatience is not met by adequate funding. Unilateral or just a scholarly approach to monitoring things very much important links that leave unclear. Find of stochastic relations is also necessary because it can lead to new knowledge and to society, and the nature of science. In this example may be the quince is not a big role in this consumer culture, and the fruit as it could be, and ought to be. The old, poor Santa Claus and Christmas holidays, and the cats were protected cellar hidden corner of the room for a great delicacy, quince cheese. V Pope Pius (1566–1572) commonly referred to as international publications like he was getting eaten and enjoyed the delights of the quince (juice, cheese, compote, jam) passion level. I can not emphasize this, but what we experienced during the quince many years of field work. We toured the country, and the fruit trees – surprisingly (historical and ecological) have also become a source for us, part of a popular cultivar and anthropological archaic respect – through their natural toughness. Biodiversity studies fit into the natural flora and manifold cultural correlate, because it can affect the social and economic role of culture as well. Some of our fruit trees from being just like gardening, but also its historical era phenomenon becomes a specific historical period. Settled here almost 800 years old Yazygian as Ossetians and Kumanian peoples and lifestyles in many respects is still preserved and in accommodation during Asian quince fell into the natural area. Front and Central Asia, parts of this people (Kumanian, Yazygian) and the ongoing effects of the Hungarian cultural flora significantly enriched in the Carpathian Basin.,

BESZÁMOLÓ AZ ERÓZIÓS KEREKASZTAL 2013. CÍMŰ RENDEZVÉNYRŐL

Hat év szünet után 2013 decemberében ismét összeült az eróziós kerekasztal, hogy teret adjon a talajpusztulással foglalkozó szakembereknek eredményeik bemutatására. Az 1999-ben megrendezett első ankétot 2006-ig további öt követte, melyeknek szervezését a hazai erózió kutatással foglalkozó intézmények egy-egy kutatója vállalta. Így a kerekasztal számos kutatóhelyen került megrendezésre, többek között Gödöllőn, a Szent István Egyetemen, az MTA Földrajztudományi Kutatóintézetében, a Szegedi Tudományegyetemen, illetve a Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézetben.

A 2006-os találkozó után kialakult hosszú szünetben sok tekintetben megváltoztak az erózió kutatás feltételei és lehetőségei, eltolódtak a témán belüli prioritások, kutatóhelyek alakultak át azonban az akkori résztvevők többsége továbbra is a talajpusztulás témakörében kutat és elérkezettnek látta az időt egy újabb megbeszélésre. A 7. Eróziós Kerekasztal 2013 december 11-én az MTA CSFK Földrajztudományi Intézetének Budaörsi úti épületében ült össze.

Az eddig megszokott családias hangulatú rendezvényekkel szemben ez alkalommal 36 résztvevő volt kíváncsi az erózió kutatás pillanatnyi helyzetére Magyarországon (1. ábra). Külön öröm, hogy a hazai eredmények megismerése mellett a konferencia külföldi résztvevőkkel is bővült ezért az előadások egy része angol nyelven hangzott el.



1. ábra A 7. Eróziós Kerekasztal résztvevői, 2013. XII. 11., MTA CSFK Földrajztudományi Intézet
Figure 1. Participants of the 7th Erosion Roundtable, 11th of December, 2013, Hungarian Academy of Sciences, Research Centre for Astronomy and Earth Sciences, Geographical Institute

Szalai Zoltán a szervező intézmény nevében köszöntötte a megjelenteket és megnyitotta az angol nyelvű szekciót, melyet Kertész Ádám elnökölt. Ebben a részben az erózió kutatás általános jellegű problémáiról és eredményeiről esett szó. Elsőként Kertész Ádám (MTA CSFK FI) szólt az erózió globális vonatkozásairól, őt Varga György (MTA CSFK FI) követte a porviharok globális forrásterületeinek geomorfológiai értékelésével. Ezek után egy GIS központú előadás következett, Szabó Judit (ELTE TTK KTF) mutatta be az általa fejlesztett Web alapú vízmosáskereső alkalmazás lehetőségeit. Shayanfar, Mahsa előadásából a résztvevők betekintést kaptak egy arid körülmények között kialakítandó hulladéklerakó erózióveszélyeztetettségének vizsgálatába. Centeri Csaba (SZIE MKK KTI) mérés technikai kérdéseket helyezett a középpontba, a talajok textúrájának hatását vizsgálta az erodálhatósági tényező meghatározására. A szekciót Sisák István (PE GK NTT) zárta, aki a barázdáltság szerepét taglalta a felszíni lefolyásban egy nagy felbontású digitális terepmodell példáján.

A magyar nyelvű szekció – Centeri Csaba elnökletével – kimondottan a hazai viszonyokra és eredményekre fókuszált. Az első előadás a szélérozíó témaköréből született, Bartus Máté (SZTE TFGT) a faszorok potenciális deflációgátló hatását modellezte. Madarász Balázs (MTA CSFK FI) szintén a vegetáció általi védelmet elemezve a gypes sávok eróziót csökkentő szerepét vizsgálta. A kutatási eredmények mellett a talajvédelmi hatóság gyakorlati szempontból szembesül az erózió problémájával. Berényi Üveges Judit (NÉBIHNTA) a mindennapok gondjait vázolta fel, ahogy az egy átlagos gazdálkodó, illetve a hatóság életében megjelenik. A következő előadásban a geomatematikai módszerek általi talajtérképezés került terítékre Szatmári Gábor (SZTE TFGT) tolmácsolásában. Jakab Gergely (MTA CSFK FI) a talajpusztulás által mozgatott szén eltérő léptékekben vizsgált szerepéről beszélt. Visszakanyarodva a defláció témaköréhez Farsang Andrea mutatta be a Szegedi Egyetemen végzett *in situ* szélcsatorna kísérletek infrastruktúráját és eredményeit. Ezt követően egy klasszikus erózióbecslési munka következett Szabó Boglárka (SZIE MKK KTI) előadásában. Az előadásokat Viczián István (MTA CSFK FI) zárta, aki az épített részsík erózióvédelméről ismertette gondolatait.

Habár az egyes előadások után közvetlenül is volt lehetőség kérdezni az előadóktól, a szekciók végén kötetlen beszélgetés formájában tértek vissza a legfontosabb gondolatok. A legnagyobb aktivitást kiváltó téma a gyakorlati erózióvédelem volt, ezzel is bizonyítva, hogy a kutatók nem az elefántcsont toronyból szemlélik a kérdést, hanem az eróziót testközből vizsgálják és keresik a lehetséges megoldásokat annak csökkentésére.

Az elméleti fejtegetéseket követően – az évszakhoz képest meglehetősen enyhe időjárásnak köszönhetően – az akadémiai épület parkolójában nagyparcellás, terepi, *in situ* esőszimulátoros bemutatóra került sor. Az MTA CSFK FI által fejlesztett mesterséges esőztető készülék széles intenzitástartományban (30–120 mm h⁻¹) képes modellezni a természetes csapadékokat, és 6 m² mintaterületen vizsgálja azok hatását (2. ábra).



2. ábra A helyben épített esőszimulátor bemutatása, 2013. XII. 11., MTA CSFK Földrajtudományi Intézet
 Figure 2. Introduction of the locally constructed rainfall simulator, 11th of December, 2013, Hungarian Academy of Sciences, Research Centre for Astronomy and Earth Sciences, Geographical Institute

A szervezők ígérete szerint a bemutatott tanulmányok hamarosan egy lektorált, elektronikus kiadvány formájában, írott változatban is napvilágot látnak. A kötet megjelenésének várható ideje 2014 első féléve. E kiadvány a szélesebb szakmai közönség, illetve kívülállók számára is bizonyítani fogja, hogy az eróziókutatás hazánkban napjainkban is központi kérdés, amit sokan, nagyon széles fegyvertárral és magas színvonalon üznek. A feléledő kerekasztalnak tagadhatatlanul helye van tudományos életben, hiszen ezen a platformon találkozhat a geográfus, a mérnök, az agrárszakember és a talajvédelmi felügyelő, hogy együtt tegyenek valamit a termőföld védelméért.

DR. JAKAB GERGELY
MTA CSFK FI

7th EUCALAND Meeting, Prague, Czech Republic, 16–18th of March

EUCALAND Network is an expert network that deals with the agricultural landscapes of Europe (<http://www.eucalandnetwork.eu>).

The network's ongoing project is the description of European agricultural landscapes: one landscape type per year.

In 2012 wooded grasslands were described (final discussion on the Hungarian meeting), while in 2013 water meadows were described (final discussion on the meeting in The Netherlands).

The task in 2014 is to describe enclosed landscapes (Figure 1–2.). The host of the meeting was Zdenek Kucera (Czechia) with the help of Magdalena Kašková (Czechia). Participants were Alexandra Kruse (France), Salvador Villacreces (Spain), Georg Müller (Germany), Hans Renes (The Netherlands), Dagmar Štefunková, Jana Špulerová, Martina Slámová and Boris Beláček (Slovakia), Goran Andlar (Croatia) and Csaba Centeri (Hungary).

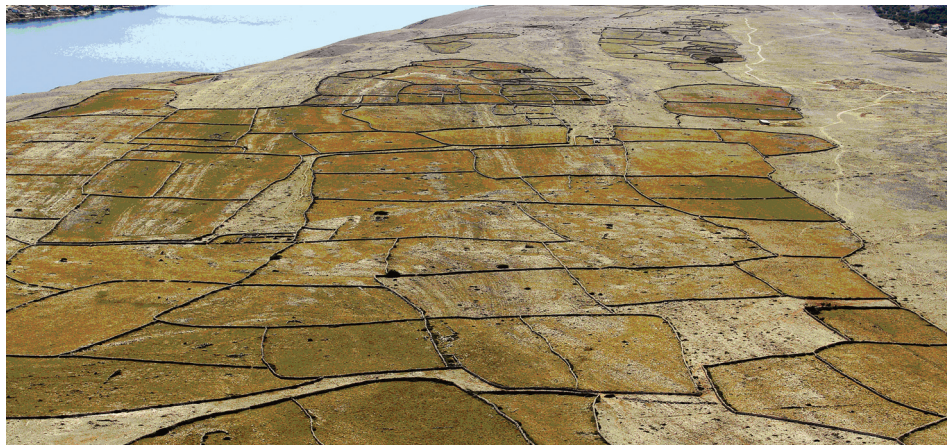


Figure 1. An example of enclosed landscape from Croatia (Photo: Andlar G.)



Figure 2. An example of enclosed landscape from Slovakia (Photo: Slámová, M. & Beláček, B.)

The members of the network already published an article about definitions (Kruse et al. 2010). In this article the definition of ‘enclosed landscape’ was cited from Meeus et al. (1990) as follows: “Enclosed landscape, small, rectangular strips of land, lumped piecemeal, some smaller than half a hectare, each enclosed by hedgerows or low stone walls in a gently sloping landscape. Ex.: Bretagne (F), Normandie (F), N-W Denmark, Wales, S-W Scotland, E-Ireland” (Figure 3.).



Figure 3. An example of enclosed landscape from Greece (Island of Hydra), 2013 (Photo: Centeri, Cs.)

The first results suggested some changes in the definition, e.g.

1. enclosed landscape is not necessarily small,
2. the rectangular shape is not obligatory,
3. they can be enclosed by more types of plants (even trees), a combination of plants and branches (not only hedges),
4. stone walls can be as high as 2 meters tall and
5. slopes are not necessarily gently sloping, they can be steep.

References

- KRUSE, A. (ED.), CENTERI, CS., RENES, H., ROTH, M., PRINTSMANN, A., PALANG, H. BENITO JORDÁ, L., VELARDE, M. D., KRUCKENBERG, H. 2010: Glossary on Agricultural Landscapes. *Tájökológiai Lapok (Journal of Landscape Ecology)* (Special Issue), 99–127.
- MEEUS, J. H. A., WIJERMANS, M. P., VROOM, M. J. 1990: Agricultural Landscapes in Europe and their Transformation. *Landscape and Urban Planning*, 18: 289–352.