

PRESERVED EUROPEAN CULTURAL HERITAGE IN AGRARIAN LANDSCAPE OF SLOVAKIA

DAGMAR ŠTEFUNKOVÁ, MARTA DOBROVODSKÁ

Institute of Landscape Ecology, Slovak Academy of Sciences,
Štefanikova 3, 814 99 Bratislava, Slovakia,
e-mail: dagmar.stefunkova@savba.sk, marta.dobrovodska@savba.sk

Keywords: agricultural historical landscape structures, natural and cultural settings, maintenance, development

Summary: The integral part of the cultural heritage in Europe are agricultural historical landscape structures. In Slovakia they represent well preserved historical landscape structures. They are the results of the interaction between natural conditions, geographical position, cultural-historical and economic development. Their recent existence is caused by the marginal position and low natural potential for intensive agriculture. Their origin and being are necessarily linked to specific human agricultural activity. At present, their preservation is very complicated and it requires a multi-functional approach to landscape utilization. In our paper we have aimed at analysis of the agricultural landscape development in Slovakia in general as the territory crossing western and eastern European culture and at characterization of natural and cultural settings of preserved agricultural HLS as well as the possibilities of their preservation and maintenance in the selected 3 model areas – Svätý Jur, a town near the Bratislava capital city, Liptovská Teplička, a village in the Low Tatras Mts. and Osturňa, a village in the Spišská Magura Mts., with regard to sustainable development and multi-functional landscape utilization.

Introduction

The European Landscape Convention defines landscape as area, as perceived by people, whose character is the result of the action and interaction of natural and/or human factors”. According to the Convention “landscapes in law is an essential component of people’s surroundings, an expression of the diversity of their shared cultural and natural heritage, and a foundation of their identity”. Special attention should be given to agricultural landscape, because all people are connected to it whether they live directly in an agrarian landscape or not. Up to now a great deal of agrarian cultural values in the European landscape has been destroyed. Slovakia represents Europe particularity in terms of its well-preserved cultural values. In particular, in the mountain areas, as a consequence of worse natural conditions for agriculture and the smaller societal interest in utilization – or interest in socialistic farming – there have been petrified many agricultural demonstrations characteristic of the first half of the 20th century.

Materials and methods

Landscape agricultural values can be of tangible character (historical landscape structures – land-use) or intangible character (agricultural skills, handcrafting, knowledge, etc.). We concentrate on agricultural historical landscape structures (HLS). They represent semi-natural landscape structures. They are the result of interactions between natural conditions, geographical position, cultural-historical and economic development. They’ve been created by a continuous process over several centuries. They are a visible outcome

of a mutual coexistence between humans and the landscape (DOBROVODSKÁ 2006). Their external signs have not yet been removed or covered by forms of current land use of intensive agriculture, industry, mining and construction. They concern various archaic types of land-use, in the form of narrow-striped small-block fields, semi-natural grasslands, small-block pin vineyards and orchard meadows. Some of the mentioned land-use forms are utilized up to now by traditional techniques (ŠTEFUNKOVÁ and DOBROVODSKÁ 1997). Their integral parts are often agricultural forms of relief – balks – preserved as diverse terrace types, stone walls, mounds and heaps, with characteristic biotope structures, which increase biodiversity very significantly (RUŽIČKOVÁ and DOBROVODSKÁ and VALACHOVIČ 1999). Agricultural HLS with balks also play an important role in water retention and the prevention of soil erosion – both important with respect to climatic changes. In addition to the balks, the main sources of local biodiversity are linked to margins of cross field's tracks, original meadows and pastures, after collectivization abandoned grass-grown former arable fields, small wetlands or other low production or unfavourable areas. Their origin and being are necessarily linked to specific human agricultural activity. They are doomed to extinction without it.

The most material evidencing agricultural technologies, cultures, traditions, systems of land division have been preserved only vicariously within various chronicles, land registers and archives. Therefore any evidence about agricultural historical landscape, preserved directly in landscape, are very valuable and they require systematic investigation.

In our paper we have aimed at analysis of agricultural landscape development in Slovakia in general (TIBENSKÝ ET AL. 1971, LUKNIŠ ET AL. 1975, DEMO ET AL. 2001) and at the characterization of natural and cultural settings of preserved agricultural HLS as well as the possibilities of their preservation and maintenance in the selected 3 model areas (Figure 1) – Svätý Jur, a town near Bratislava capital city, Liptovská Teplička, a village in the Low Tatras Mts. and Osturňa, a village in the Spišská Magura Mts. In the studied areas the agricultural HLSs have been preserved very well.

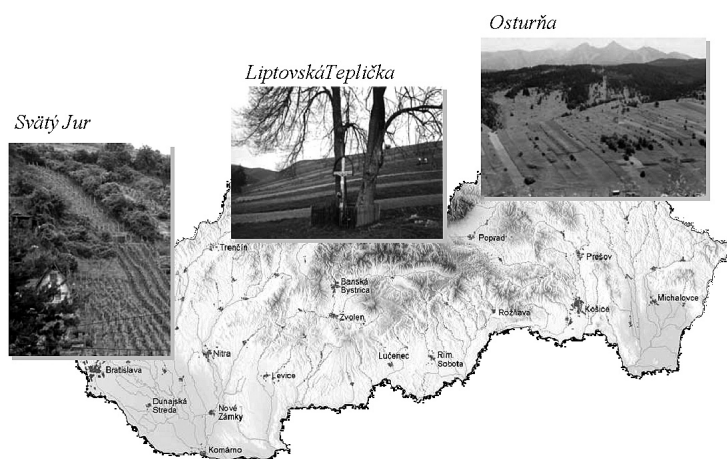


Figure 1. Location of 3 model areas
1. ábra A három modellterület elhelyezkedése

Results and discussion

Development of agricultural landscape in Slovakia

The variability, uniqueness and degree of conservation of agrarian cultural values as well as the present character of the agricultural landscape of Slovakia results from its position in the centre of Europe, which has been designated the territory crossing western and eastern European culture with elements of lowland and mountain cultural forms, against a background of central European history within the interaction of several ethnic groups. With regard to this situation, we can consider it European cultural heritage. The first more advanced agrarian culture in the territory of Slovakia was created by Celts and Illyrians and later by the Romans. Mostly in the south-western part of Slovakia, the population started to breed cattle and grow vines in addition to crop cultivation. The first Slav inhabitants gradually brought further agriculture development, culminating at that time during the period of the Great Moravia Empire. In the next periods, Slovakia was part of the feudal Ugrian Kingdom, where agriculture was an economic basis. The agricultural development and agricultural land area in Slovak territory were significantly supported by several stages of colonization of domestic and foreign origination. Farm colonization, was partly carried out by the German population, until the Wallachian colonization, which caused massive forest reduction in favour of meadows and pastures in the mountain areas. Further revival and extension of cultivated areas took place in the 2nd half of the 19th century. Under a technological process of intensification and innovation, the agricultural land area has been increasing, but the plots are being disintegrated by the effects of population growth and the Ugrian hereditary law, which was the important driving force of the Slovakian agricultural landscape. During the heritage process, it protected plot division in *aequali jure* to all heirs. It led to huge plot disintegration and it pressed an immutable character into the agricultural landscape within the Austro-Hungarian Kingdom and later in the first half of the 20th century, as well as when the land reforms leading to the particularization of big land property supported plot disintegration further.

The period of socialism was the period of the biggest changes during the whole history of agriculture in the Slovak territory. The progressive elimination of land ownership was realized and therefore several centuries of developing relations between farmers and the landscape were interrupted. This fact has still been influencing the negative attitude of the present generation toward agriculture and the landscape. Another weak point, from the agrarian cultural conservation point of view, was the massive intensification of production, which led to the non-recurring devastation of many cultural values in the agricultural landscape - the balks were ploughed-up, mosaic plot structures were destroyed, and also traditional farm buildings. On the other hand, the huge increase in agricultural production, mostly in animal production, was noticed due to modern technological processes. The beginning of democracy and the free market in 1990 meant the admission of claims to the original land property law and the possibility of privatization, but also the decline of prosperous agricultural production. It led to significant production regress, to increases of unutilized and overgrown lands and agricultural unemployment. After EU entry, with regard to the financial support to the smaller farmers, some activation of agricultural production and land revival has been gradually observed.

Natural and cultural-historical condition of agricultural HLS in model areas

The basic information about the character of HLS in model areas and natural and cultural-historical conditions of their formation are shown in Table 1 (DOBROVODSKÁ 1997, 2006, ŠTEFUNKOVÁ 1997).

Table 1. Analysis of agricultural HLS, natural and cultural-historical conditions in model areas
1. táblázat Mezőgazdasági HLÉS analízise, természetes és kultúrtörténeti feltételek a modellterületeken

Model areas	<i>Svätý Jur</i>	<i>Liptovská Teplička</i>	<i>Osturňa</i>
Character of preserved agricultural HLS	<ul style="list-style-type: none"> ▪ original strip-like, terraced vineyards, oriented along the fall line, with several centuries old stone hedges and stonewalls ▪ preserved chestnut or oak groves, brushy and herbaceous vegetation with high biodiversity ▪ preserved urban structure of medieval fortified town with traditional bourgeois houses and the houses of the vintners (Sv. Jur town became a free royal town in 16th century) ▪ attractive frame of forests of the Small Carpathians Mts and lowland boggy forest of Jurský Šúr 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ original strip-like structure of small scale arable fields and semi-natural mesophilous meadows and poor pastures with forms of anthropogenic relief - balks (terraces, mounds and heaps, etc.) ▪ still used traditional practices in agriculture ▪ typical wooden architecture – dwelling houses, complex of barns; complex of 350 log cabin cellars ▪ attractive frame of the forested the Low Tatras Mts. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ original strip-like and small-block arable fields and semi-natural mesophilous meadows and pastures and fallows with forms of anthropogenic relief - balks (terraces, rocky mounds and heaps, etc.) ▪ still used traditional practices in agriculture in small areas, big proportion of fallows ▪ typical architecture of Goral wooden houses protected as the Folk architecture historical reserve ▪ attractive frame of the forested Spišská Magura Mts. and the Belanské Tatras Mts.
Geo-political position	<p>Inner Western Carpathians–Fatra-Tatra region</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ small Carpathians foothill ▪ altitude 130–370 m ▪ situated in the western Slovakia about 15 km from the capital town of Bratislava - belongs to the satellite towns of Bratislava 	<p>Inner Western Carpathians – Fatra -Tatra region</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ the inner part of the Low Tatras Mts. ▪ altitude 846 –1429 m ▪ situated in the northern Slovakia about 350 km from the capital town of Bratislava 	<p>Outer Western Carpathians–Region of Podhale – Magura</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ marginal position on the Poland boundary ▪ altitude 645 – 1295 m ▪ situated in the northern Slovakia about 390 km from the capital town of Bratislava

<p>Site and natural conditions</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ alluvial cones in the Malé Karpaty Mts. ▪ faulted slopes and plains ▪ prevailing on crystal-line subsoil ▪ cambisols and rankers ▪ moderately warm climatic region – mean July temperature over 16 °C, mean annual precipitation 600–850 mm. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ small basin surrounded by mostly steep (12°–17°) or moderate slopes in the Low Tatras Mts. ▪ mostly carbonate pad ▪ rendzinas, cambisols ▪ cool climatic region - mean July temperature 12–16°C, mean annual precipitation 800–1100 mm 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ 9 km long valley with mostly steep slopes (12°–17°) in the Spišská Magura Mts. ▪ flysch pad ▪ cambisols and rankers ▪ cool climatic region - mean July temperature 12–16°C, mean annual precipitation 800–1100 mm
<p>Colonisation</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ settled by Slavonians in the 9th -11th century ▪ winegrowing in the Middle Ages one of the most productive economic sectors ▪ influence of German colonisation in 13th and 16th century 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ colonised in the 17th century by Goral settlers within the scholties colonization on walachian law 	<ul style="list-style-type: none"> • colonised in 16th century by Ruthenians within the scholties colonization on walachian law
<p>Collectivisation</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ agricultural cooperative was based in 1950 ▪ large part of the traditional small-structured vineyard landscape was destroyed ▪ to intensify the vine production the large block – vineyards were created ▪ the new big terraces, oriented along the contour line were created on steep slopes during the 1970–1980 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ carried out in 1975 ▪ reclamations made in some more suitable areas for arable land ▪ mainly abandonment of HLS – original arable fields were grassed ▪ after 1989 farmers have rented the land to a cooperative which uses agro environmental schemes to cut the grass on the preserved HLS 	<ul style="list-style-type: none"> • wasn't implemented

The possibilities of agricultural HLS preservation and maintenance

In the **Svätý Jur model area** the positive developmental trend is connected with the application of territorial developmental regulation in accordance with the protection of the surrounding cultural landscape and the support of ecological awareness by the inhabitants, which would provide a balance between a desire for dwelling comfort and demands for environmental quality. The development of agro tourism oriented to viticulture and an increase in using the agro environmental schemes in the field of ecological farming, grassland and non-forest wood vegetation protection, soil protection from erosion in vineyards etc. would contribute to sustainable development utilization of historical agricultural structures of landscape.

In the **Liptovská Teplička model area** the positive developmental trend depends mostly on agro environmental schemes used by the agricultural cooperative that helps to maintain all unused overgrown parcels rented from owners by cutting the grasslands. It also depends on sustaining a favourable demographic condition, a relatively high share of productive and pre-productive inhabitants, and favourable economic conditions, job opportunities in close towns which would provide residents with primary living and supplementary possibilities to cultivate land for food crops. The development of agro tourism and skiing in a semi intensive way, the protection of still unprotected folk architecture which increases the cultural-historical potential of the territory and which are connected with agricultural land utilization are also essential for the survival of the mosaic.

The positive developmental trend in **Osturňa model area** is possible, if the cutting of grass mosaic lands or cultivation of arable land on mosaics through agro environmental schemes is facilitated or there would be financial aid for outside farmers to start cultivation and development of agro tourism since it has a Folk architecture historical reserve. Because there is no agricultural cooperative, the agro environmental scheme should be used by local or neighbouring agricultural associations.

Conclusion

The example of historical agricultural landscape structures within the model areas in Slovakia has shown that the results of land use development and the natural and socio-economic conditions can be different and unique in each region. The question is: how to save the historical agricultural landscape and how to stop the decrease of it? In general, we would like to stress several points which should be done or improved:

- the active involvement of community life within the sustainable development and the rise of ecological awareness and education
- respecting the necessity of the preservation of original agricultural landscapes in territorial planning documentation
- renewing the old traditions, agricultural technologies and old forms of agricultural land utilisation in relationship with tourism development
- regional and agro-environmental policies that will support the maintenance of the cultural landscape.

To make sure the agricultural HLS will be preserved in the future it is necessary to carry out detailed research focused on:

- database of localities with occurrence of agricultural HLS, united terminology, typology
- relationships between land use and natural, cultural, socio-economic and sociological conditions
- database of historical forms of anthropogenic relief (stone deposits, stone walls, terraces, mounds), their typology, cultural, economic and natural determination
- anthropogenic conditioned biodiversity of the historical agricultural landscape
- resources of landscape visual quality – visibility analysis, aesthetic value of historical agricultural landscape.

Acknowledgments

The research was supported by the APVV project 0240-07 - Model of the representative ecosystems on the local level. Language revision by David Reichardt.

References

- DEMO, M. ET AL., 2001: History of agriculture in Slovakia. Slovak Agricultural University, Nitra.
- DOBROVODSKÁ, M., 1997: Historical agricultural utilization of landscape in the cadastre of Liptovská Teplička. In: Proceedings of the II. International Conference on Culture and Environment, Sustainable Cultural Landscape in the Danube -Carpathian Region. Nadácia UNESCO, Banská Štiavnica: 1–4.
- DOBROVODSKÁ, M., 2006 The development of relations between man and landscape in a historical mountain agricultural landscape of Slovakia. *Ekológia, Bratislava*, 25, Supplement 1: 38–48.
- LUKNIŠ, M. ET AL., 1974: Slovakia – The People. Obzor, Bratislava.
- RUŽIČKOVÁ, H., DOBROVODSKÁ, M., VALACHOVIČ, M., 1999: Landscape-ecological evaluation of vegetation in relation to the forms of anthropogenic relief in the cadastre of Liptovská Teplička village, the Nízke Tatry Mts. *Ekológia, Bratislava*, 18: 381–400
- ŠTEFUNKOVÁ, D., 1997: Historical forms of landscape utilization in the cadastre of Sv. Jur. In: Proceedings of the II. International Conference on Culture and Environment, Sustainable Cultural Landscape in the Danube-Carpathian Region. Nadácia UNESCO, Banská Štiavnica: 27–30.
- ŠTEFUNKOVÁ, D., DOBROVODSKÁ, M., 1997: Historical agricultural forms of land-use – their role in sustainable development. *Acta Environmentalica Universitatis Comenianae*, Supplement 7: 147–152.
- TIBENSKÝ, J. ET AL., 1971. Slovakia – History. Obzor, Bratislava.

A SZLOVÁKIA AGRÁRTÁJAIN MEGŐRZŐDÖTT EURÓPAI KULTURÁLIS ÖRÖKSÉG

D. ŠTEFUNKOVÁ, M. DOBROVODSKÁ

Szlovák Tudományos Akadémia, Tájökológiai Intézet,
Štefanikova 3, 814 99 Bratislava, Slovakia,
e-mail: dagmar.stefunkova@savba.sk, marta.dobrovodska@savba.sk

Kulcsszavak: történelmi agrártájak, megőrzés

Összefoglalás: A történelmi agrártájak az európai kulturális örökség integráns részei. Szlovákiában jól megőrzött történelmi tájszerkezeteket őriztek meg. A természeti viszonyok, a földrajzi helyzet, a kulturális, történelmi és gazdasági fejlődés kölcsönhatásainak eredményei. Jelenlegi létük oka a marginális helyzet és az, hogy kevésbé alkalmasak intenzív mezőgazdasági hasznosításra. Kialakulásuk és fennmaradásuk szorosan összefügg az emberi (mezőgazdasági) tevékenységgel. Megőrzésük jelenleg nagy nehézségekbe ütközik és a tájhasználat multifunkcionális megközelítést igényel.

PROBLEMS ASSOCIATED WITH THE PREPARATION OF STRATEGIC ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT OF PLANS

Biljana VRBASKI¹, Slobodan KRNJETIN²

¹Urban Planning, Development and Research Centre Novi Sad

²Faculty of Technical Science, University of Novi Sad

E-mail: biljana.andric@nsurbanizam.nsinfo.co.yu,

Keywords: environmental indicators, public participation, strategic environmental impact assessment of plans

Summary: Environmental protection policy is being carried out, among other things, through suitable sectorial plans and programs. In this sense, considering and inclusion of all important environmental aspects in preparing and adopting spatial and urban plans, will significantly contribute to the sustainable development aims. The aim of this paper is to analyze our experience in application of the Law on Strategic Environmental Impact Assessment. We have paid special attention to its drawbacks, observed in preparation of strategic environmental impact assessments. These have mostly been prepared without employing adequate methods and without corresponding input data which would be processed by means of adequate methods. For the purpose of efficient document preparation, 13 typical examples have been analyzed and a series of principles, criteria and solutions for the observed problems is defined on the basis thereof.

Introduction

When legal regulations of countries in transition are complied with directives and laws of the European Union countries, very similar principles are used, that is, very similar formulations of legal acts governing the area of environment protection are adopted. Significant changes in the environmental legislation of the Republic of Serbia occurred in 2004 when 4 new laws were adopted (on Environment Protection, on Integrated Prevention and Control of Environmental Pollution, on Environmental Impact Assessment and on Strategic Environmental Impact Assessment). This has given rise to needs related to the compliance of practice with new legal regulations in this area. In that respect and with an aim to assess possible impacts which plans and programmes may have on the environment, the law stipulates the preparation of strategic environmental impact assessments for some plans in the course of preparing urban and planning documentation. Since the applicable Law on Strategic Environmental Impact Assessment defines methodology framework for the preparation thereof, there is a general conclusion that this legally defined methodology should be used as an initial framework and there is no methodological “recipe” for the preparation of strategic environmental impact assessments. This approach has been accepted not only by the world’s experts dealing with this issue (SADLER and VERHEEM 1996, THERIVEL and PARTIDARIO 1996), but also by domestic experts (STOJANOVIC and SPASIC 2005).

Strategic environmental assessments are made for plans and programmes of varying levels and scopes, for diverse purposes of space and they involve complex system of participants and data. Therefore, it is more useful to develop a set of principles which will be applied within legally defined stages of preparation and deploy proposed problem

solutions which have been noticed in practice so far. Well known methods, which have been used so far more in the world than in our country, as for example, identification methods, expertise, control lists and questionnaires, matrices, multi criteria analysis, SWOT analysis (ZWAENEPOEL 2002), ecological capacity analysis etc. are recommendable in each of corresponding cases for certain stages of strategic assessment which are defined in the Law on Strategic Environmental Impact Assessment.

Materials and methods

Strategic environmental assessments have mostly been prepared without employing adequate methods and without corresponding input data which would be processed by means of methods above. By emphasizing new methods at professional meetings, as well as by publishing papers illustrating practical examples of this problem, the quality of the rendered document would be significantly improved. At the same time, the conclusion is that strategic environmental assessment cannot be written continuously from the beginning to the end, but, it is necessary to re-examine in the whole work set up attitudes, i.e., mathematically speaking, the whole procedure should have iterative character until a solution is obtained which meets high quality requirements. For the purpose of efficient document preparation, 13 typical examples have been analyzed and a series of principles, criteria, premisses and solutions for observed problems is defined on the basis thereof. The chosen examples, which are different by type and scope of plans, were analyzed using the quantitative and qualitative methods. The analysis resulted in a good statistical overview of a range of parameters, including: environmental indicators, used methodology, input data, public participation, project implementation on the public land etc.

Results

Presentation of some basic premisses

Premisse 1

Social aspects of environmental impact assessment of plans are rarely elaborated.

In that respect, the strategic environmental assessments rarely address the following issues: freedom of movement of disabled persons, accessibility of areas for children and old people, health of the population and the like. For the purpose of resolving these issues, it is desirable to apply participation planning which ensures all relevant interventions to be based on needs and observed problems of users, local capacities and lessons learned in previous experiences. Participation process implies that all relevant participants work together in order to develop mutual goal and that they all participate in the decision making process (DISABILITY MONITOR INITIATIVE SOUTH EAST EAST EUROPE 2006).

Premisse 2

Cumulative environmental impact assessment represents significant contribution in the preparation of documents.

The synergy of possible impacts often gives a new picture about the state of the environment and thus, necessary interventions for its protection. In that respect, it is necessary to

provide full cooperation of all relevant experts in the team in order to generate resultants of diversified impacts.

Premisse 3

Lack of measures envisaged in case of a disaster is an important deficiency of relevant documents.

The lack of measures in case of disasters in the majority of prepared documentations means direct devastation of the environment in case of an incident. This often causes not only increased works on environmental recovery but also inability to recover and return into the previous state. For the purpose of defining these measures, team work is essential in preparing strategic environmental assessments, as well as consultations with professionals in the areas in which incidents may occur.

Premisse 4

Although all legal obligations have been very often adhered to with respect to the contents of strategic environmental assessments, pertinent areas are not dealt with in an adequate way.

In most cases, the table of contents includes all items stipulated by the law, but they are often routinely treated and identical text can be found in almost all examples elaborated by the same professional organization. Routine treatment of strategic environmental assessments makes them lose their meaning, since valid environmental impact cannot be found in documents prepared through the manner above. This primarily refers to chapters dealing with environmental indicators, assessment of possible impacts with the description of protective measures, guidelines for the preparation of strategic environmental assessments at lower hieratical levels, presentation and evaluation of alternative solutions and methodology used. Nevertheless, the analysis of concrete examples made by the same organization shows that in time certain elements of strategic environmental assessments are evaluated, thus, providing more comprehensive overview of important impacts. An example of above stated is consideration of increasing number of environmental indicators, as well as deploying more methods in analyzing gathered information.

Premisse 5

Preparers rarely change the concept of strategic environmental assessments depending on the type and scope of the plan for which environmental impact is elaborated.

Very often, the same methodology is used in preparing spatial plans and in zoning ordinances, as well as in spatial plans for special purposes (for example, natural reservations) and industrial zones as a direct consequence of routine preparation of these documents. For the purpose of providing high quality solutions, applied methods should be varied with reference to the type and scope of plans. At the same time, it should not be confined only on the use of the present situation qualitative analysis (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY IRELAND 2003). Such a way makes the document lose on its value as it does not give concrete information based on which it will be possible to derive consequential conclusions.

Premisse 6

The emphasis should not be laid on the narrow professional field of the preparer of a strategic environmental assessment, but all aspects of environmental impact should be elaborated adequately.

In that respect, team work is very important, experts and professional organizations should be involved in the preparation process. It cannot be expected from a person assigned with the task to have a broad knowledge in all areas characteristic for a given plan, however, the first and a very important step is to recognize and accept this fact and include other colleagues in resolving distinctive issues. This, however, does not imply simple protocolar opinion request from professional organizations and competent public companies, but active joint works in considering and resolving issues by deploying various techniques and methods typical for a given area and/or profession. Frequently, in the course of preparation, some environmental data are delivered by the investor and the preparer itself is not capable of evaluating validity of these pieces of information without assistance of experts (for example, a technologist or a physicist). The task of a person assigned to prepare strategic environmental assessment is not to do something alone, but to evaluate the composition of a project team, coordinate the team's work and finally, put received information into a unique document. Even at the very level of an organization making a document, it is frequently noticeable that there is an imbalance in the coordination of team members, which can be illustrated by the example of a person assigned to prepare strategic environmental assessment receives ready solutions without a possibility to change anything from the person in charge. This excludes any sort of analysis of alternative solutions at the beginning of the process. In order to enable cooperation between all members of the team, the Law stipulates parallel preparation of plans and strategic environmental assessments.

Premisse 7

Strategic environmental assessments usually include and present a small number of input data.

The analysis of chosen examples has shown that only in a limited number of cases, often prepared by professional organizations from the territory of Belgrade, corresponding measurements have been made and/or certain numbers of data obtained by these measurements have been analyzed. It is a well known fact that in many Serbian towns systematic measurements, which could be used as indicators of environmental conditions, have not been made so far. Also, preparing of the majority of strategic environmental assessments does not even involve targeted and/or one-time measurements lasting for one to three days. The analysis often takes into account average parameters from measurement points which are at a distance of as much as up to 50 kilometres from investigated areas. Although one-time measurements by no means present complete picture of environmental conditions since they represent momentary situation in a relevant season at certain atmospheric influences and the like, they are very important because they often provide valid data of, for example, the quality of soil and water. Data gathered in the above manner provide solid grounds for further work. Often, costs are underlined relevant to the collection of necessary data, but this problem can be resolved

by inclusion of costs in the overall price specified for rendering strategic environmental assessments to be borne by the investor. The placement of seven automatic stations for monitoring the quality of ambient air in Vojvodina can be emphasized as an excellent example of global cooperation between the Provincial Secretariat for Environment Protection and Sustainable Growth and the European Environment Information and Observation Network. Data obtained from automatic stations will be primarily used for the assessment of the exposure of the population and health impact evaluation, then as the basis for strategic planning and work of inspection services, as well as for predicting and estimating trends in air quality assessments. The network is comprised of seven stations which are equipped with the state of the art devices, analyzers for measuring basic and specific air pollutant concentrations (sulphur dioxide, nitrogen dioxide, carbon monoxide, benzene, toluene, ethyl benzene and xylenes, ozone and PM10), as well as with sensors for measuring meteorological parameters (wind direction and speed, air temperature and humidity, atmospheric pressure and solar radiation intensity). Configuration of each station is designed in such a way to monitor pollution which is characteristic for the site at which it is located and two stations are placed within protected natural resources zones and they serve as referent, i.e., base stations (PROVINCIAL SECRETARIAT FOR ENVIRONMENTAL PROTECTION AND SUSTAINABLE GROWTH 2008).

Premisse 8

Not only insufficient number, but also inadequate indicators are chosen very often.

As a consequence of scarce collected data, there is a choice of inadequate number and type of environmental indicators (BELL and MORSE 1999). Thus, for example, human health, as one of the most important environmental parameters, is very rarely taken into account within strategic environmental assessments. However, it can be concluded that this practice has changed in time, and by deploying new methodologies in the preparation of strategic environmental assessments, many adequate indicators are introduced (UNITED NATIONS 2001).

Premisse 9

Plans with different hierarchical levels, i.e., strategic environmental assessments thereof, are often prepared identically.

This statement is always accompanied by the question whether in situations when the preparation of municipal spatial plans coincides with the preparation of towns' master plans, strategic environmental assessment should be made for each of the plans separately or one strategic environmental assessment could refer to both plans. The concrete answer to this question has not yet been given. With reference to this question, two approaches can be distinguished. The first approach assumes that strategic environmental assessments, particularly those of a higher rank, should not overly elaborate impacts of concrete companies which present environmental hazards with their activities. The other approach is that irrespective of their level strategic environmental assessments should collect as many data as possible about potential environmental hazards. After the analysis of selected examples, it can be concluded that strategic environmental assessments containing detailed analyses of every potential environmental hazard are much clearer

and more valuable as they specify the real purpose of these documents. They show actual picture at the terrain and fully justify objectives of strategic environmental assessments which have been set in advance. Concrete data are available in these documents and there are no many circumlocutions or opportunities left for wrong assessments.

Premisse 10

Public participation is not implemented adequately in most cases.

Public participation can be accomplished through various interest groups, such as local population, professional public, business sectors, non-governmental organizations and administrative authorities (HEALY 1997). Based on the analysis of selected examples, it can be concluded that in the majority of cases there were no or less than five remarks within public inspection of strategic environmental assessments. Most often, the reason for that is local population's failure to get informed, and/or insufficient knowledge of citizens about possibilities to lodge complaints during public inspection. This situation is characteristic not only when strategic environmental assessments are concerned, but also in the procedures of public inspection of planning documentation. Resolving this problem is possible in cooperation with neighbourhood communities which could raise awareness and interest for relevant topics of their citizens by means of written notifications. These concrete written notifications should, in addition to basic data about public investigation, provide explanations of citizens' rights in a broadly understandable language, which will even contribute to their education. This type of communication is not impossible since citizens get informed about many other events in this way. Business sectors are frequently informed about the procedure of public investigation and most often their complaints involve denial of information gathered by the elaborator in relation to harmful effects of facilities owned by them. In order to interpret these complaints, professional organizations can provide important assistance and their arbitration can generate answers to submitted complaints.

Premisse 11

Project implementation on the public land is often uncertain.

Taking into considerations the fact that the majority of positive interventions which are anticipated in strategic environmental assessments refer to public surfaces, a very small portion of practical realization of these projects imposes an important problem. A typical example of this problem concerns protective belts along various infrastructural corridors. The resolution of this problem is possible by putting a condition to implement protective corridors together with infrastructural directions. Unfortunately, this problem in Serbia has been made banal by means of traffic route's rank decrease through various documents, for example, in case of a highway in order to enable the construction of commercial and residential buildings along its way instead of a protective belt. Thus, we have a paradox and instead of the protective belt, we arrange commercial and residential buildings and breach basic principles of sustainable growth.

Premisse 12

Irrespective of the cross border impact analysis, when strategic environmental assessments are made, legal provision defining spatial scope of a plan is often interpreted in a strictly legalistic way.

As a consequence, in some of the examples, serious environmental hazards are not taken into account, although, they are in close proximity of an area for which this document has been prepared. An example for that is the exclusion of the pharmaceutical factory Galenika from the strategic environmental assessment made for illegally constructed residential settlement in its close neighbourhood. Thus, in the same document, we talk about cross border impacts on the one hand and neglect environmental hazards which are very close to the processed area on the other hand.

Premisse 13

The control of the situation at the terrain carried out by the Inspection represents the weakest link in the overall procedure of spatial planning.

Fines which should be paid by polluters are very often insufficiently non-encouraging and legal proceedings against polluters are in many cases ruled in favour of polluters by their experienced legal representatives. This is the reason why we have got a lot of problems nowadays such as wild dumps, inadequate control of equipment built in large manufacturing complexes and lack of control in the use of pesticides. In line with these, according to the Law on Environment Protection, crucial changes in the plant's operations are assessed by competent authorities which occurs in practice very rarely as the term 'crucial' changes is very vague. The same Law stipulates the obligation of owners of existing plants which potentially jeopardize the environment to obtain corresponding integrated permits until 2015. In the next six years, the same companies will considerably endanger the environment and this will in turn aggravate its recovery to a large extent. Even in cases when the plan anticipates the plant's demolition or reconstruction, integrated permits will not be obtained if the investor does not instigate the procedure. The fact that a single integrated permit has not been issued so far both at the territory of Vojvodina and at the territory of the whole country indicates that the implementation of elements from strategic environmental assessment proceeds very slowly. Transitional provisions of the Law on Integrated Prevention and Control of Environmental Pollution stipulate that the Government of the Republic of Serbia will enact the Programme for Compliance of Certain Economic Branches with this Law, which has not been done so far. Therefore, there are no corresponding applications for issuing permits for existing plants. Undoubtedly, all legal measures will affect the environment but their effects will be substantially delayed mostly due to the complexity of procedures associated with obtaining necessary documentation and the lack of dialog among services in charge of their enforcement.

Premisse 14

There are no systemic solutions for environmental problems.

Due to the obvious lack of systemic solutions, serious environmental problems occur and they cannot be resolved simply by means of a corresponding strategic environmental

assessment. This is, for example, in case of disposal and treatment of toxic wastes which have not been resolved in our country yet. An example concerning the construction of illegal buildings under the existing and planned long distance power lines is very important since some of the town municipality's decisions prevent their legalization whereas actual impact of these infrastructural directions on the population living there has not been assessed anywhere. This problem can hardly be resolved by means of strategic environmental assessment as initiatives and actions are required at all levels starting from the Government (VRBASKI and KRNETIN 2009).

Conclusions

The adoption of four systemic environmental laws has made a significant step forward in this area. However, during the enforcement of these laws, numerous problems and un-certainties have arisen and they entail systemic resolution as well. The key for successful tackling of this task assumes common work of all entities, private, legal and professional. This will involve not only the procedure of making strategic environmental assessments, but also overall work on environmental protection, from the national strategy through the supervising inspections after integrated permits have been issued. Since the whole process of environment protection is very complex, and the large portion of natural potentials has already been exhausted, we should not wait for someone else to resolve this problem but, based on lessons learned so far, we should work on environment protection even more efficiently.

References

- BELL, S., MORSE, S. 1999: Sustainable indicators: measuring the immeasurable, Earthscan Publications, London
- DISABILITY MONITOR INITIATIVE SOUTH EAST EAST EUROPE 2006: Free Movement of Disabled Persons in Southeast Europe: Inaccessible Right, Belgrade.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY IRELAND 2003: Development of Strategic Environmental Assessment Methodologies for Plans and Programmes in Ireland (2001-DS-EEP-2/5)
- HEALY P. 1997: Collaborative planning, Macmillian press, London, pp.121–125
- Law on Environment Protection 2004, Official Gazette of Republic Serbia.
- Law on Integrated Prevention and Control of Environmental Pollution 2004. Official Gazette of Republic Serbia.
- Law on Environmental Impact Assessment 2004. Official Gazette of Republic Serbia.
- Law on Strategic Environmental Impact Assessment 2004. Official Gazette of Republic Serbia.
- PROVINCIAL SECRETARIAT FOR ENVIRONMENTAL PROTECTION AND SUSTAINABLE GROWTH 2008: Network of Automatic Stations for Monitoring the Quality of Ambient Air in Vojvodina, Novi Sad.
- SADLER B., VERHEEM R. 1996: Strategic Environmental Assessment – status, challenges and future actions. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment of the Netherlands
- SADLER B., DALAL-CLAYTON B. 2005: Strategic Environmental Assessment a Sourcebook and Reference Guide to International Experience, Earthscan London.
- THERIVEL R., PARTIDARIO M. R. 1996: The practise of Strategic Environmental Assessment, London: Earthscan
- TYLDESLEY AND ASSOCIATES 2003: Environmental Assessment of Development Plans: Interim Planning Advice, Scottish Executive Social Research, Edinburgh.
- UNITED NATIONS 2001: Indicators of Sustainable Development: Guidelines and Methodology, UN-CSD
- VRBASKI B., KRNETIN, S. 2009: Experiences of the Republic of Serbia with the preparation of strategic environmental impact assessment of plans, Prostor, Zagreb, accepted for publishing No. 37, jun 2009
- ZWAENEPOEL L. 2002: SWOT Methodology and Regional Development Planning, www.GBN.com

A STRATÉGIAI KÖRNYEZETI VIZSGÁLATOK KÉSZÍTÉSÉVEL ÖSSZEFÜGGŐ
PROBLÉMÁK SZERBIÁBAN

VRBASKI, B.¹, KRNJETIN, S.²

¹Urban Planning, Development and Research Centre Novi Sad
21000-Novı Sad, Bulevar cara Lazara 3, Szerbia

²Faculty of Technical Science, University of Novi Sad
21000-Novı Sad, Trg Dositeja Obradovića 6, Szerbia
e-mail: biljana.andric@nsurbanizam.nsinfo.co.yu

Kulcsszavak: környezeti indikátorok, társadalmi részvétel, SKV, stratégiai környezeti vizsgálat

A környezetvédelmi politika kidolgozására részben a megfelelő területi tervek és programok alapján került sor. Ebben az értelemben, miután a területi és várostervezés előkészítésénél és alkalmazásánál figyelembe vették és belefoglalták az összes fontos környezeti szempontot, így ezek jelentős mértékben hozzájárulnak a fenntartható fejlődés céljainak eléréséhez. Tanulmányunk célja, hogy elemezze a Stratégiai Környezeti Vizsgálatok jogszabályának alkalmazása során szerzett tapasztalatainkat. Külön figyelmet fordítottunk a Stratégiai Környezeti Vizsgálatok készítése során megfigyelt hátrányokra vonatkozóan. Ezek előké-szítése többnyire megfelelő módszerek és bemeneti adatok alkalmazása nélkül készült, mely utóbbi adatok feldolgozásához lett volna szükség a megfelelő módszerekre. A megfelelő dokumentáció előkészítése céljából 13 tipikus példa került elemzésre, alapelvek sora, kritériumai és a megfigyelt problémára vonatkozó megoldások meghatározására kerítettünk sort.

VICIA FABAE – RHIZOBIUM LEGUMINOSARUM SYSTEM SYMBIOTIC RELATIONSHIP UNDER STRESS OF SOIL PH AND ALUMINIUM

Hosam E. A. F. BAYOUMI HAMUDA^{1,2}, Erika OROSZ², Yasmin HAMUDA³,
Nikolett TÓTH² and Mihály KECSKÉS²

¹Budapest Tech Polytechnical Institution, Rejtő Sándor Faculty of Light Industry and
Environmental Protection Engineering, Environmental Protection Engineering Institute
H-1034 Budapest Doberdó Str. 6.

²Postgraduate School for Environmental Sciences, Szent István University
H-2103 Gödöllő, Páter K. Str. 1.

³Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Szent István University
H-2103 Gödöllő, Páter K. Str. 1., e-mail: hosameaf@yahoo.com

Keywords: *Rhizobium leguminosarum*, Soil pH and Al³⁺ concentrations, Symbiotic relationship, *Vicia faba*

Summary: Aluminium (Al) toxicity is one of the most widespread agronomic problems in world. Selection of pH and Al tolerant strains of *Rhizobium leguminosarum* as well as *Vicia faba* was carried out *in vitro* and *in vivo*. Developing Al-tolerant faba bean cultivar is one approach to overcome this constraint. The growth of the strains was evaluated in term of optical density after 48 h incubation in rotary shaker at 28°C in broth defined basal medium. The investigation showed that *Rhizobium* strain Lóbab Z was the most tolerant strain to pH variations, while HB-3841^{str+} was the most sensitive one. Although the HB-3841^{str+} and E1012 strains were not able to grow at 25 µM KAl(SO₄)₂, but they grew at 25 µM Al(NO₃)₃. The results showed that the multiplication of *Rhizobium* strains (except E1012) was unaffected by 100 µM Al₂(SO₄)₃, while the growth of the strains (except Bükköny 75/4) was affected by 50 µM AlCl₃. The inhibitory increasing order of investigated Al compounds was found as following: Al(NO₃)₃ < Al₂(SO₄)₃ < KAl(SO₄)₂ < AlCl₃. From the above, it can be concluded that because of the ability of *Rhizobium* strain Lóbab Z to grow *in vitro* conditions containing high concentrations of Al, therefore we suggested using it as reference strain for nodulation potential in soil of high Al content. The effective strains were tested for their symbiotic performance with faba bean cultivar in clay loam brown forest soil with various pH values as well as with different Al doses. The best performance of all the strains was at 6.6 soil pH and between 50 and 100 Al mg kg⁻¹ soil at pH was 5.31. The strains Bükköny 75/4 and HB-3841^{str+} were suitable for soils with a pH 6.6. While the strains Lóbab Z and Bükköny 75/4 were suitable for inoculating soil with pH 5.31 and soil containing Al levels between 50 and 100 mg kg⁻¹ soil. The final conclusion is that the multiplication of the strains was dependent upon the Al ions and Bükköny 75/4 strain can be recommended for inoculating soil with pH 5.31 and containing Al levels between 50 and 100 mg kg⁻¹ soil.

Introduction

Soil acidity is a significant problem facing agricultural production in many areas of the world and limits legume productivity. Most leguminous plants require a neutral or slightly acidic soil for growth, especially when they depend on symbiotic N₂-fixation.

Aluminium (Al) is an abundant element in Earth's crust; it is believed to be contained in a percentage from 7.5 to 8.1 (KABATA-PENDIAS and PENDIAS, 1993). Al is very rare in its free form, it contributes greatly to the soil properties, where it is present mainly as insoluble Al(OH)₃. The effects of Al have drawn our attention, mainly due to the acidifying problems. Al may accumulate in plants and cause health problems for animals that consume these plants. Another negative environmental effect of Al is that its ions can react with phosphates, which causes phosphates to be less available to organisms.

Studies of environmental toxicology in recent years have revealed that Al can be a cause of many diseases in humans and animals. It can also exert harmful effects on plant roots (NOWAK and BRUS 1996). Moreover, soil acidification, resulting from abrupt aggravation of air pollution by acidic N and S oxides, caused the mobilization of toxic Al^{3+} ions, which causes numerous harmful changes in soil environment such as plant poisoning, forest drying or a dramatic decrease in cereal crops cultivated on acidified soils (GROMYSZ-KALKOWSKA and SZUBRATOWSKA 1999).

Many studies indicate that Al can exert a negative effect on many metabolic pathways in the organism, particularly on Ca, PO_4 , F and Fe metabolism and show affinity for DNA and RNA, and inhibit enzymes such as hexokinase, acid and alkalic phosphatase, phosphodiesterase and phosphoxidase. The toxic effect can be intensified by acidification of the environment (GRACZYK and DLUGASZEK 1993).

In acid soils, Al comprises up to 40% of the world's arable land, it becomes soluble as a trivalent cation (KOCHIAN 1995), and is toxic to plants at micromolar concentrations (KINRAIDE and PARKER 1987), which leads to reduced plant growth, and consequently, reduced crop productivity. Al toxicity is a major factor which limits world agricultural production, and becomes more soluble as acidity increases and is often the major toxic element in acidic soils and water (WAKAO et al. 2002, SLEDGE et al. 2005). Therefore, the acidity is considered as a major factor to be detrimental for legume cultivation.

Studies on the effect of low pH upon survival and nodulation by rhizobia are very important. Recently, *in vitro* involving liquid cultures have demonstrated that low pH inhibits nodulation by *R. leguminosarum* (EVANS et al. 1980), and *R. phaseoli* (FRANCO and MUNNS 1982).

For agriculture the most important forms are active Al. These include mobile and exchangeable Al, assimilable Al and Al contained in water-soluble compounds occurring in solution as Al^{3+} cations. The increased concentrations of these ions and augmented activity of Al fraction is connected with soil acidification ($pH < 5.5$), which is damaging for physico-chemical and biological soil properties and exerts a toxic influence on plants. Al released in acidified soils is the main cause of crop decreases (ADAMCZYK et al. 1968). EDERSON et al. (2009) mentioned that bacterial community structure in Western Amazon soils changed significantly along gradients of base saturation of Al and pH. In agriculture, soil may be acid naturally or may become acidic due to the humans activities. These activities can include farming practices that result in acidification or acid rain as a consequence of industrial processes (KENNEDY 1992). While low pH can restrict plant growth in its own right, in most cases it is the dissolution of toxic metals; particularly Al. GÖTTLEIN et al. (1999) stated that chemical conditions in the rhizosphere in many respects are different from the bulk soil. In acid forest soils Al chemistry at the soil root interface is of particular interest because of its importance for evaluating the risk of rhizotoxicity. Soil acidity is caused by acid deposition and application of ammonium fertilizers. Based on the Al-pH chemistry, Al species in a medium below pH 3.5 presents predominately as free Al^{3+} ions, which is toxic to plants and microorganisms (MACDONALD and MARTIN 1988). Concerning the mechanisms behind the growth-promoting effects of high Al concentrations as well as tolerance to Al in bacteria, it is presumed that chelating organic compounds e.g., citrate, oxalate and some proteinous substances (MARTIN 1986) are excreted into the medium to immobilize soluble Al.

Soil acidification is also one of the chemical soil degradation processes, which is responsible for lowering the soil bioproductivity. Al mobilization or accumulation in the soil solution causes this problem. Environmental hazards may be arising because of a high concentration of dissolved Al that is toxic to plant (WRIGHT et al. 1989). In the soil solution, acidic pH increases Al through dissolution of soil mineral surfaces, and solubilization and complexation of Al. It is suggested that soil Al occurs mainly as Al-organic matter complexes rather than as a constituent of clay and clay-like minerals (BOUDOT et al. 1988). Such interaction reduced the soil C turnover (PARTON et al. 1989). Mostly, the microbial activities in soil are optimum in the range of pH 6 to 8. Microbial biomass appears to be not significantly affected by soil acidity at pH range of 4.5-6.5 (DONNELLY et al. 1990). However, in acidic pH < 4.5, microbial activity and nutrient turnover are greatly reduced (SANTA 2000). The combined impact of H⁺ and Al³⁺ on microbial activity and organic matter decomposition could be modelled with ion exchange expression, such as Vanselow expression (WALSE et al. 1998).

The primary effect of Al phytotoxicity is the inhibition of root growth; however, the mechanisms involved in this toxicity are far from clear (MATSUMOTO 2000). One of the most important considerations in legumes-rhizobia symbiotic relationship for optimizing biological N₂-fixation is the response of the microsymbiont and nodule formation to the physical, chemical and biological dynamics of the soil environment. Acid soil is a major factor limiting the performance of the symbiotic biological N₂-fixation in legumes (GRAHAM et al. 1982). Limitations may be due to effects of the macro- and microsymbionts, root infection by especific rhizobial strain, nodule initiation or nodule formation. KAHINDI et al. (1997) stated the major factors that determine the population size of rhizobia in absence of their host are environmental stresses such as soil acidity. HELEMISH and EL-GAMMAL (1987) gave the pH values when the growth of *R. leguminosarum* strain was optimum (5.5), tolerant (8.5) and sensitive (3.5). The optimum pH for the growth of (*Brady*-)*Rhizobium* is around 6.8. Most of rhizobia grow in pH above 4.0 and under 8.5 (DATE and HOLLIDAY 1979). With respect to the symbioses between (*Brady*-)*Rhizobium* and legumes, Al has been shown to adversely affect the process of nodulation through inhibition of root hair formation and nodule initiation (FLIS et al. 1993). The ability of *R. trifolii* to multiply in acidic broth medium with Al concentrations similar to those found in acidic soil solutions has been used to test for tolerance of acid stress (WOOD and SHEPHERD 1987). WHELAN and ALEXANDER (1986) mentioned that the root-nodule bacteria grew after a lag period in a culture medium containing 75 µM Al. At 50 µM Al, rhizobial number declined around clover roots and nodules were formed only at pH 4.8 and above. They concluded that Al is a potent inhibitor of rhizobial growth at the expense of excretions. In addition, CHANDRA and PAREEK (1991) established that in acidic soil (pH 5.4), the number and fresh weight of nodules, N-ase activity, shoot dry weight, N-uptake and competitive ability of three strains of chickpea rhizobia were low compared to those of a neutral soil (pH 7.1). WOOD et al. (1984a, b) stated that acidity and high Al concentrations are toxic to *Rhizobium*, and inhibit nodule formation. Of all, the fast-growing rhizobia are considered less tolerant to acid pH than bradyrhizobia. *R. tropici* appears to be the most tolerant species of acid soil (GRAHAM et al. 1994). Low pH but greater extent affected the symbiotic development of the plant by higher concentration of Al and Mn (RAI 1992). Recently, *Rhizobium* strains with higher tolerance to pH have been

identified in most *Rhizobium* species (RICHARDSON and SIMPSON 1989, WOLFFE et al. 1991). EVANS et al. (1993) and CARTER et al. (1994) showed the population of *R. leguminosarum* bv. *viciae* was decreased in very acidic soil. TRIPATHI and MISHRA (1992) isolated acid-tolerant strains of chickpea *Rhizobium* that gave very good nodulation under the low pH conditions. The ability of *Rhizobium* to grow in acidic liquid media with concentrations of Al was similar to those found in acidic stress (WOOD and COOPER 1985). BRADY et al. (1994) found that streptomycin resistant mutant of *Bradyrhizobium* spp. NC92 in the bulk solution or in the rhizosphere of peanut roots was unaffected by 20 μM Al, LESUEUR et al. (1993) identified some *Bradyrhizobium* strains able to grow in the presence of 100 μM AlCl_3 and TAYLOR et al. (1991) identified *B. japonicum* strains tolerant to acidity and Al. Basis on the above, the optimization of symbiotic biological N_2 -fixation is effective only when rhizobial activity is increased. For this reason, the following study determines the effects of different pH values and Al phytotoxicity on *Rhizobium* growth as well as the *Vicia faba* – *R. leguminosarum* symbiotic relationship.

Materials and method

Microorganisms

Four strains of *Rhizobium leguminosarum* bv. *Viciae*; one originated from Libya (HB-841^{str+} streptomycin resistant mutant) strain, two Hungarian strains (Lóbab Z and Bükköny 75/4), and English strain (E1012) were used in the following investigations. Routinely, strains were maintained at 4°C on yeast extract mannitol agar (VINCENT 1970) slants supplemented with 3 g CaCO_3 l⁻¹.

Plant

Vicia faba L. seeds of Libyan origin; and characterized as large, smooth, with pale brown coat-containing tannin. Healthy seeds and approximately similar in shape and size were selected. Seeds were surface sterilized with 75 % ethanol for 3 min. followed by 0.2 % acidified mercuric chloride (VINCENT 1970) for 5 min., and repeatedly washed with sterile distilled water. The seeds soaked for 36 h at room temperature in sterile distilled water.

Soil samples

Clay loam brown forest soil samples were collected from Gödöllő of original pH 5.31 (H_2O) in which the first 20 mm layer was removed and throughout the next 200 mm depth. Soil was screened to pass a 2 mm stainless steel sieve to remove rocks and soil impurities. Soil pH was measured in a 1:1 soil:water ratio (for 30 min equilibrium) after soil moisture content had been determined in term of the water filled pore space at 30 and 60%. The gravimetric moisture content was determined from the collected samples by drying the soil samples for 24 h at 65°C. The physical and chemical properties of the investigated soil samples are: $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ 5.31, humus content 1.21% and C:N ratio is 12.4. The soil ingredients are present in mg kg^{-1} : $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (3.2), $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (4.5), SO_4^{2-} (4.6), K_2O (123), P_2O_5 (209), Cu (1.86), Mg (206), Mn (195), Cd (0.065), Co (1.57), Pb (8.48), and Zn (7.22).

Aluminium salts

The investigated Al-salts were: aluminium nitrate ($\text{Al}(\text{NO}_3)_3$), aluminium chloride ($\text{AlCl}_3 \times 6\text{H}_2\text{O}$), aluminium sulphate ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) and potassium aluminium sulphate ($\text{KAl}(\text{SO}_4)_2 \times 12\text{H}_2\text{O}$). The Al-salt solution was added to the culture medium as a filter-sterilized solution according to MAKHERJEE and ASANUMA (1998). The used of these salts were according to WENZL et al. (2001), WAKAO et al. (2002), GROMYSZ-KALKAWSKA et al. (2004) and SLEDGE et al. (2005).

In vitro:

Effect of pH on Rhizobium growth

To study the tolerance of the tested strains to pH variations, the pH values of broth medium were adjusted to 4, 4.5, 5.0, 6.6, 7.0, 8.0, 9.0 and 10.0 using the buffer according to HOWIESON et al. (1988), and the results were compared with pH 7.0 as control. Experiments were carried out with a sterilized, defined basal growth broth medium, which contains the following ingredients litre⁻¹ of deionized water according to JOHNSON and WOOD (1987): yeast extract 0.4 g, mannitol 10 g.

The growth dynamics of the four strains throughout 84 h were measured in every 6 h interval using microfermentor technique at 28°C in rotary shaker (150 rpm) and similarly in the presence of 40 µM Al in $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ form. The culture tubes were inoculated with a 125 µl bacterial suspension (number of cells per ml eq. 10⁶). Rhizobial growth (in the term of optical density) was measured at $\lambda=550$ nm using a UV spectrophotometer. Viable plate count was made to confirm the results, too.

Effect of Al-salts on Rhizobium growth

Similar technique was used to evaluate the survival of the four rhizobial strains to different Al-salts at various concentrations (0, 25, 50, 100, 200 and 400 µM).

In vivo:

The plantation and growth of were carried out in the greenhouse at the Institute of Environmental Science at Szent István University, Gödöllő.

Effect of pH on the plant growth and nodulation potential

The effects of pH on plant growth, nodulation and biological N₂-fixation were carried out as following: The air-dried soil samples was divided into three quarters, first one was remained as control with pH 5.31, and the target soil pH values were adjusted by addition of CaCO₃ to the second and third quarters to obtain soil pH 6.6 and 8.3, respectively. Soil samples were mixed well with each of the two different additives. Soil samples were maintained in an optimum soil moisture regime (40%), and average temperature of 27 ± 2°C (day), 19 ± 2°C (night) and 14 h photoperiod for 2 weeks. Soil samples were collected to determine their final soil pH. Sterilized plastic pots of 3 kg capacity (24 cm diam.) were used and filled with sterile (steamed 100°C for 1 h for three consecutive days) soil. Soil of pH 6.6 was kept as control.

Effect of $Al_2(SO_4)_3$ on the plant growth and nodulation potential

At the same time, another set of pot experiment was conducted to investigate the response of symbiotic properties to various concentrations of $Al_2(SO_4)_3$ at different concentrations (0, 50, 100, 200 and 400 mg $Al_2(SO_4)_3$ kg⁻¹ soil) in term of plant growth, nodulation potential and N₂-fixation.

Planting and nodulation assessment:

Five seeds were planted/pot and covered with a layer of approximately 20 mm of sterile soil. Pots were loosely covered by cellophane. Nine days after emergence, the pots were thinned to three seedlings. Seedlings were inoculated separately with 10 ml of rhizobial suspension (1.4 × 10⁷ cfu ml⁻¹) and watered with sterilized water when required. Plants were grown at 27 ± 2°C (day), 19 ± 2°C (night) and natural illumination (14 h photoperiod) for 8 weeks. After 56 days, plants of all pots were withdrawn and the roots carefully washed several times in tap water followed by distilled water for further investigations. Number of root-nodules was counted, fresh and dry weight of plants and nodules were obtained (drying was carried at 65°C to a constant fix weight and the values expressed as g plant⁻¹ and mg root-nodules plant⁻¹), total N-content (TNC) was measured as mg plant⁻¹ using micro-Kjeldahl method as a criterion of biological N₂-fixation (BURRIS 1974). The estimated mg N-fixed nodule dry weight was calculated according to IGUAL et al. (1997). Relative symbiotic effectiveness (RSE) of the strains against Lóbab Z strain was calculated. This is based on the bioproductivity of the plant. For comparison, we used another formula that is based on the TNC plant⁻¹.

The experimentation was layout in a complete randomized block design. Means of three replicates per treatment for each strain were analyzed using ANOVA to determine statistical differences among treatment and LSD at $P < 95\%$ was calculated as well as S.D.

Results

Assessment of pH tolerance

Variations in pH tolerance among *R. leguminosarum* bv. *viciae* strains were measured *in vitro*. None of the strains were able to survive at pH 4.0. However, the growth of the strains was maximum at pH 6.6, and higher than the controls (pH 7). There was a linear and significant ($P < 95\%$) decrease in growth potential for all strains below and above the pH values 6.6 – 8.0. The results indicated that none of the strains were able to tolerate pH neither 5.0 nor 10.0 higher than pH ranged from 6.6 to 9.0. *Rhizobium* strains Lóbab Z and E1012 were grew higher than control cultures at pH 8.0 while, strains of HB-3841^{str+} and Bükköny 75/4 preferred pH 6.6. Therefore, it is suggested that *Rhizobium* Lóbab Z strain can be used as faba bean inoculant in various soils having pH values ranging from > 5.0 to < 9.0.

Effect of various Al salts on survival of Rhizobium

Fig. 1 demonstrates the growth dynamic curves of the four *Rhizobium* strains in defined basal broth medium containing 40 µM $Al_2(SO_4)_3$ throughout 84 h.

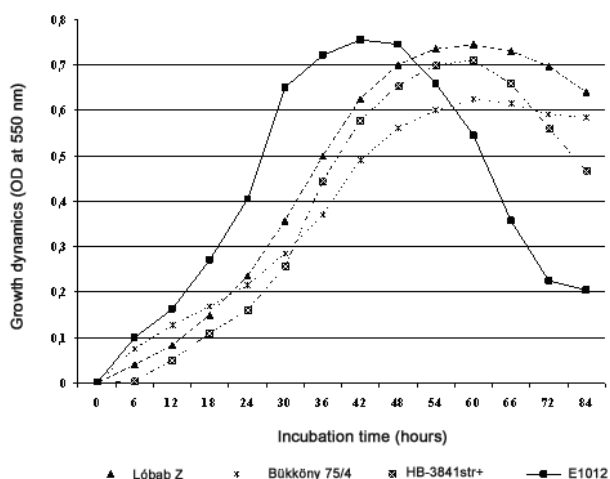


Figure 1. Growth dynamics of different *Rhizobium* strains in liquid medium contaminated by 40 µM of $Al_2(SO_4)_3$ throughout 84 h
 1. ábra Különböző *Rhizobium* törzsek szaporodás dinamikája 40 µM $Al_2(SO_4)_3$ -t tartalmazó folyadékközegben, 84 órán keresztül

There were no significant differences between the effect of Al on the viable cells number (in term of colony forming unit) and growth dynamics cultures (in broth) of the 4 strains. The investigation illustrated that Al of various forms and concentrations adversely affected the growth of the strains as optical density decreased with increasing Al the concentration. Results showed that at the same concentrations of different Al salts, the growth rates of the strains were varied. Also, it was noted that the strains grew higher than the control cultures at lowest concentrations of all investigated Al salts. The two Hungarian strains were able to tolerate the 100 µM concentration of $Al(NO_3)_3$ and $Al_2(SO_4)_3$. While, the growth rates of the other strains were decreased. Moreover, it was found that *Rhizobium* Lóbab Z and Bükköny 75/4 strains were tolerated 50 µM of $KAl(SO_4)_2$, while, HB-3841^{str+} and E1012 can tolerate 25 µM. Depending on the growth rates of the strains, it was found that $KAl(SO_4)_2$ was more toxic than $AlCl_3$.

Table 1 shows the maximum growth rates of the four *Rhizobium* strains at maximum applied doses of Al salts; also it demonstrates that E1012 is the most sensitive strain to the investigated salts.

Table 1. Maximum concentrations of Al compounds enhancing growth of *R. leguminosarum* strains
 1. táblázat A *R. leguminosarum* törzsek szaporodását elősegítő Al vegyületek maximális koncentrációja

<i>Rhizobium</i> strains	<i>Al</i> concentrations (µM)			
	$AlCl_3$	$Al(NO_3)_3$	$Al_2(SO_4)_3$	$KAl(SO_4)_2$
Lóbab-Z	50	100	100*	100
Bükköny 75/4	50	50	50*	50*
HB-3841 ^{str+}	25	50	50*	25
E1012	25	25*	25	25

*Values that are significantly differences with control at least $P < 95\%$.

Table 2 illustrates the significant correlations between the growth rates of the four *Rhizobium* strains at various pH values and two forms $\text{Al}(\text{NO}_3)_3$ and $\text{KAl}(\text{SO}_4)_2$ at different concentrations.

Table 2. Correlation between pH and Al compounds affecting the growth of *R. leguminosarum* strains
2. táblázat A *R. leguminosarum* törzsek szaporodását befolyásoló Al vegyületek és a pH közötti korreláció

Al compounds and concentrations (μM)		pH values				
		5.0	6.6	8.0	9.0	10.0
$\text{Al}(\text{NO}_3)_3$	25	0.6293	0.9144	0.6277	0.7102	0.3401
$\text{KAl}(\text{SO}_4)_2$		0.9690*	0.8288	0.3436	0.5984	0.5322
$\text{Al}(\text{NO}_3)_3$	50	0.9247	0.4622	0.6304	0.8426	0.9042
$\text{KAl}(\text{SO}_4)_2$		0.9725*	0.8184	0.5769	0.7577	0.6574
$\text{Al}(\text{NO}_3)_3$	100	0.9335*	0.6672	0.0399	0.3804	0.4211
$\text{KAl}(\text{SO}_4)_2$		0.8640	0.9881*	0.2971	0.5122	0.2247
$\text{Al}(\text{NO}_3)_3$	200	0.0548	-0.1196	-0.8602	-0.6411	-0.3427
$\text{KAl}(\text{SO}_4)_2$		0.9161	0.9412	0.2707	0.5117	0.3341
$\text{Al}(\text{NO}_3)_3$	400	0.4562	0.7187	-0.3481	-0.2242	-0.3376
$\text{KAl}(\text{SO}_4)_2$		0.8604	0.8188	0.0079	0.3277	0.2346

* indicates statistically significant differences ($P < 95\%$) by ANOVA.

Data shows that positive significant correlation between pH 5.0 and 25 and 50 μM $\text{KAl}(\text{SO}_4)_2$ and 100 μM $\text{Al}(\text{NO}_3)_3$. However, depending on the growth rates of the strains under other environmental parameters, it was found that no correlation among them except between 6.6 and 100 μM $\text{Al}(\text{NO}_3)_3$. Also, a negative correlation between $\text{Al}(\text{NO}_3)_3$ at 200 μM and pH values 6.6, 8, 9, and 10 as well as 400 μM $\text{Al}(\text{NO}_3)_3$ and 8, 9, and 10 pH values.

Table 3 illustrates the correlations among the growth rates of the four *Rhizobium* strains at various pH values and the concentrations of Al salts. The highest correlation coefficient ($r = 0.9126$) was obtained between Lóbab Z and Bükköny 75/4, while the lowest ($r = 0.6951$) value was received in the case of strains HB-3841^{str+} and Lóbab Z.

Table 3. ANOVA and correlation among *R. leguminosarum* strains under the pH and Al in different forms and concentrations *in vitro*

3. táblázat *R. leguminosarum* törzsek között fellépő varianciák (ANOVA) és korrelációk különböző pH viszonyok és az Al eltérő koncentrációi és megjelenési formái mellett, *in vitro* körülmények között

Source	Prob. level	Correlation coefficient (r)	Standard error of estimation	r^2 %
HB-3841 ^{str+} × Lóbab Z	0.00067	0.7355	30.993	50.40
HB-3841 ^{str+} × Bükköny 5/4	0.00018	0.7476	28.828	55.89
HB-3841 ^{str+} × E1012	0.00061	0.6993	30.828	48.90
Lóbab Z × Bükköny 75/4*	0.00000	0.9126	19.865	83.28
Lóbab Z × E1012	0.00001	0.8547	25.295	73.05
Bükköny 75/4 × E1012	0.00000	0.8974	20.067	80.53

*Indicates the process is statistically significant differences ($P < 95\%$) by ANOVA.

Relationship between Soil pH and symbiosis

Table 4a indicates the relationship between the changing of soil pH and symbiotic properties of faba bean plant with it won microsymbionts. In comparison, it was found that the nodule number, nodule dry weight, plant dry weight, TNC and estimated N fixed were lower in soil of pH 5.31 and 8.3 than the control soil of pH 6.6.

Table 4a. Nodulation and symbiotic relationship of *V. faba* - *Rhizobium* system in a sterilized soil at different pH values (Values are means of 3 replicates ± S.D.).

4a. tábla. *V. faba* – *Rhizobium* szimbiotikus és gümőképző steril talajon, különböző pH értékek mellett (Értékek 3 ismétlés ± S.D.)

<i>Rhizobium</i> strains	pH	Nodule number	Nodule dry weight (mg)	Plant dry weight (g)	TNC / plant (mg)	Estimated N fixed**
Uninoculated (Control)	5.31	-	-	2.80±0.10	164±2.900	-
	6.60	-	-	3.50±0.30	206±2.700	-
	8.30	-	-	1.97±0.4*	112±2.10*	-
Lóbab Z	5.31	98±2.1	221±4.20	3.90±0.12	253±8.300	0.50±0.05
	6.60	138±1.3	299±5.10	4.17±0.10	287±10.50	0.30±0.07
	8.30	93±2.1	184±7.80	3.20±0.06	213±7.100	0.55±0.09
Bükköny 75/4	5.31	118±3.9	236±7.40	3.70±0.10	248±4.600	0.36±0.03
	6.60	159±2.6	320±2.50	4.70±0.30	305±5.300	0.31±0.02
	8.30	116±3.0	214±3.60	3.50±0.21	227±2.400	0.54±0.06
E1012	5.31	45±0.6	81±7.30	2.1±0.13*	184±0.41*	0.30±0.02
	6.60	86±1.6	167±2.60	3.06±0.40	213±0.720	0.05±0.0*
	8.30	71±2.7	138±2.10	2.01±0.2*	139±0.51*	0.38±0.05
HB-3841 ^{str+}	5.31	75±3.3	141±3.30	3.5±0.110	234±4.500	0.40±0.07
	6.60	141±6.6	272±4.70	3.89±0.21	382±6.300	0.65±0.03
	8.30	102±3.3	201±2.40	3.6±0.17*	225±4.70	0.56±0.04

*Are not significantly different from control at $P < 95\%$.

** Estimated mg N-fixed mg⁻¹ nodule dry weight =

$$\frac{\text{TNC of inoculated plant} - \text{TNC of uninoculated plant}}{\text{Total nodule dry weight}}$$

The English strain E1012 was unable to be established under this environment. The Bükköny 75/4 and HB-3841^{str+} strains can be recommended as inoculants under this soil condition. It was found that Lóbab Z stain was more effective for nodulation in acid soil than HB-3841^{str+} strain which preferred the alkaline soil for nodulation.

Effect of Al₂(SO₄)₃ on plant growth, nodulation potential

Results in Table 4b indicates that 50 mg Al₂(SO₄)₃ kg⁻¹ soil did not stimulate the symbiotic properties more than the inoculated plant grew in soil with 0 mg Al₂(SO₄)₃ kg⁻¹ soil. However, nodulation potential and TNC / plant were reduced by increasing the concentrations of Al₂(SO₄)₃. Also, it was found that pots inoculated by the strains Lóbab

Z or Bükköny 74/5 at the Al concentrations 50 and 100 mg $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \text{ kg}^{-1}$ soil were more adapted to this environmental stress than those inoculated by HB-3841^{str+} and E1012. The results showed that the symbiotic properties of plants inoculated by the strain HB-3841^{str+} were higher than those obtained in the pots inoculated by strain E1012.

Table 4b. Faba bean - *R. leguminosarum* relationships at different Al concentrations after 56 days plantation.

4b. tábla. Lóbab - *R. leguminosarum* közötti kölcsönhatások különböző Al koncentrációk mellett, 56 napos ültetvényben

<i>Rhizobium</i> strains	Al (μM / kg soil)	Nodule number	Nodule dry weight (mg)	Plant dry weight (g)	TNC / plant (mg)	Estimated N fixed**
Uninoculated	0	-	-	2.80±0.100	124±2.9	-
	50	-	-	3.28±0.200	164±2.1*	-
	100	-	-	2.65±0.14*	124±1.3*	-
	200	-	-	2.43±0.20*	116±1.7*	-
	400	-	-	2.07±0.30*	94±1.1*	-
Lóbab Z	0	157±2.4	451±1.80	3.47±2.900	143±1.60	0.44±0.07
	50	140±3.4	442±8.20	5.05±0.210	312±3.40	0.34±0.02
	100	117±2.4	425±5.40	4.78±0.430	294±2.60	0.40±0.07
	200	80±6.40	279±3.10	3.90±0.320	245±1.90	0.46±0.06
	400	57±5.10	243±2.10	3.03±0.240	185±1.80	0.38±0.04
Bükköny 75/4	0	161±2.9	474±1.81	3.62±1.700	162±1.40	0.49±0.03
	50	135±3.4	407±3.70	4.71±0.110	293±4.50	0.32±0.02
	100	110±3.7	396±9.40	4.23±0.260	264±3.70	0.35±0.04
	200	75±1.10	328±2.80	3.89±0.310	231±5.60	0.35±0.03
	400	43±2.40	188±2.40	3.50±0.360	205±6.70	0.59±0.05
E1012	0	92±1.20	174±2.21	3.24±1.720	221±2.40	0.29±0.06
	50	63±2.20	279±9.10	3.66±0.270	233±6.20	0.25±0.01
	100	40±2.40	189±5.50	3.08±0.190	192±2.50	0.36±0.04
	200	25±1.7*	135±3.10	2.82±0.17*	165±3.4*	0.36±0.02
	400	16±1.1*	89±4.1*	2.41±0.22*	139±3.6*	0.51±0.06
HB-3841 ^{str+}	0	143±2.1	284±1.21	3.75±2.110	373±1.40	0.48±0.02
	50	130±1.3	393±7.40	4.01±0.390	257±5.10	0.24±0.03
	100	82±1.70	307±6.60	3.79±0.270	236±1.20	0.37±0.03
	200	60±1.10	227±4.40	3.23±0.250	195±5.60	0.35±0.02
	400	37±1.2*	114±4.90	2.86±0.14*	169±2.1*	0.66±0.07

*Are not significantly different from control at $P < 95\%$.

**Estimated mg N-fixed mg^{-1} nodule dry weight =

TNC of inoculated plant -TNC of uninoculated plant
Total nodule drz weight

Overall, it can be conclude that the Al tolerance decreasing order of the strains was Lóbab Z > Bükköny 75/4 > HB-3841^{str+} > E1012.

The results recorded in Tables 5a. and 5b. showed that the RSE based on the dry weights and TNC at different soil pH and Al concentrations, respectively. When Lóbab Z strain was used as reference, Bükköny 74/5 strain is the superior strain at pH 6.6 in both formulae.

Table 5a. A comparison of the relative symbiotic effectiveness based on the dry weight or TNC / plant inoculated by *Rhizobium* strains in sterilized soils at different pH values after 56 days plantation.

5a. tábla. A szárazsúlyon alapuló, illetve a *Rhizobium* törzsekkel beoltott nitrogéntartalmának/növény szimbiózis hatékonyságának összehasonlítása steril talajon, különböző pH értékek mellett, 56 napos ültetvényben

<i>Rhizobium</i> strains	pH					
	5.31		6.6		8.3	
	Dwt ^a	TNC ^b	Dwt ^a	TNC ^b	Dwt ^a	TNC ^b
Lóbab Z**	100	100	100	100	100	100
Bükköny 75/4	94.9	98	112.7	106.3	97.2	106.6
E1012	53.9	72.7	73.4	74.2	55.8	65.3
HB-3841 ^{str+}	89.7	92.5	93.3	133.1	88.9	105.6

Table 5b. A comparison of the relative symbiotic effectiveness based on the dry weight or TNC / plant inoculated by *Rhizobium* strains in sterilized soils at different Al³⁺ concentrations after 56 days plantation.

5b. tábla. A szárazsúlyon alapuló, illetve a *Rhizobium* törzsekkel beoltott nitrogéntartalmának/növény szimbiózis hatékonyságának összehasonlítása steril talajon, különböző Al³⁺ koncentráció mellett, 56 napos ültetvényben

<i>Rhizobium</i> strains	Al concentrations in Al ₂ (SO ₄) ₃ kg ⁻¹ soil							
	50		100		200		400	
	Dwt ^a	TNC ^b	Dwt ^a	TNC ^b	Dwt ^a	TNC ^b	Dwt ^a	TNC ^b
Lóbab Z**	100	100	100	100	100	100	100	100
Bükköny 75/4	97.3	97.8	94.4	95.8	99.2	114.9	129.6	124.8
E1012	73.9	76.0	63.7	64.8	67.5	63.1	87.5	83.2
HB-3841 ^{str+}	90.9	92.8	80.2	81.1	79.5	76.4	105.7	101.9

*Are not significantly different from control at $P < 95\%$

**The strain Lóbab Z as reference

$${}^a\text{RSE} = \frac{\text{Dry weight of inoculated plant X 100}}{\text{Dry weight of inoculated plant with referenced strain}}$$

$${}^b\text{RSE} = \frac{\text{TNC of inoculated plant X 100}}{\text{TNC of inoculated plant with referenced strain}}$$

At pH 8.3, Bükköny 75/4 was superior only in the case of TNC formula and HB-3841^{str+} strain was superior at pH 6.6. The Bükköny 75/4 strain was superior only at 200 mg Al₂(SO₄)₃ kg⁻¹ soil by applying the TNC formula. Meanwhile, both strains Bükköny 75/4 and HB-3841^{str+} were superiors in the pots of 400 mg Al₂(SO₄)₃ kg⁻¹ soil concentration in both applied formulae.

Discussion

Numerous studies conducted for many years have shown that Al can be both beneficial and harmful for plants, causing even death. The beneficial effect of Al on plants consists of the stimulation of Fe absorption by root system, increased absorption of P, prevention of toxic effects of Cu and Mn and plant protection against phytopathogenic fungi.

On the other hand, detrimental Al effect on plants manifests itself as crop decrease which is caused by changes in the morphology of root system, inhibition of its elongative growth, root callosity, reduced number of rootlets, and dying away of growth cone. The inhibitory effects of Al on plants and microorganisms are well known but not yet fully understood in their physiological and biochemical aspects. *R. leguminosarum* was reported to excrete Al-induced protein or siderophore under neutral and alkaline conditions (ROGERS et al. 2001). ROGERS et al. (2001) mentioned that acid rain solubilises Al which can exert toxic effects on *R. leguminosarum* bv. *viciae* synthesizes the hydroxamate siderophore vicibactin in response to Fe limitation. It was found that Al(NO₃)₃ completely inhibited bacterial growth at 25 µM concentration. When Al and vicibactin solutions were added separately to growing cultures, growth was partly inhibited at 25 µM concentrations, but fully inhibited was at 50 µM concentrations. According to our investigations, we are in agreement with this result in case of E1012 but not with other strains (Table 1). ROGERS et al. (2001) gave explain the possibility that: the Al-vicibactin complex is not taken up by the cell; the complex is taken up but Al is not released from vicibactin; Al is released in the cell but is precipitated immediately. However, vicibactin reduces the toxicity of Al by complexing it outside the cell. These explanation could be accepted by us.

The concentration of Al³⁺ ions in soil solution is high unless the pH < 5.0 (SCHMOHL and HORTS 2002, ZHANG et al. 2007). INOSTROZA-BLANCHETEAU et al. (2008) studied the main physiological mechanisms of Al resistance and the genetic and molecular bases and explain the degree of resistance between different cereals species. Soil acidification due to fertilizers or acid rain caused by industrial pollution is an increasing threat to agricultural and natural ecosystems Al toxicity is very dependent on the pH of the soil. Availability of highly toxic Al³⁺ ion in soil is remarkably affected by pH. The results obtained from this investigation are in accord with BATZIL et al. (1992) who found that most *Rhizobium* strains preferred neutral pH to acidic pH. Moreover, the results agreed with MERBACH et al. (1990) who indicated that Al toxicity was an essential part of the detriments of low

pH values for *R. trifolii*. Our results are in agreement with this report. HELEMISH et al. (1993) determined the minimum, optimum and maximum pH values affecting the growth of *R. sesbaniae* which were 2, 8 and 10 respectively, showing that the local strain could tolerate a wide range of pH values (5-10) with maximum growth at pH 8. Also, the pH values from 5-7 supported the growth, while pH of 10 was not lethal for its growth. Furthermore, they showed that pH values less than 5.0 (3-4) did not support the growth. These results were in full agreement with the results of PANDHLER and KAHLON (1978) who observed that *Rhizobium* of *P. sativum* fail to grow at pH 3.0 and growth was attained at pH (6.5-8.0). This demonstration supports our investigations, too. It was found (WOOD and COOPER 1988) that 50 μM Al decreased the number of acid-tolerant strains at pH 4.5 and acid-sensitive strains of *R. trifolii* at pH 5.5. Also, this concentration was more toxic to acid-sensitive strains in the log phase than in the stationary phase. WISNIEWSKI and DELMOTTE (1996) stated that the attachment of *Bradyrhizobium* sp. (*Lupinus*) to lupine roots was pH dependent, with an optimal pH at 6.6 for binding. This result documented by our results, too. We have also shown that the best nodulation potential and N_2 -fixation were in the soil of pH at 6.6. We have to mention here that our strains (the Hungarians) can tolerate the same dose (100 μM of $\text{Al}(\text{NO}_3)_3$ and $\text{KAl}(\text{SO}_4)_2$) which was reported by WOOD and COOPER (1988). WHELAN and ALEXANDER (1986) established that *R. trifolii* could grow in cultures containing 75 μM Al, and this result is supported by our findings as well. The inhibitory increasing order of investigated Al compounds was found as following: $\text{Al}(\text{NO}_3)_3 < \text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 < \text{KAl}(\text{SO}_4)_2 < \text{AlCl}_3$. Acid rain solubilises Al which can exert toxic effects on soil bacteria. The root nodule bacterium *R. leguminosarum* bv. *viciae* synthesises the hydroxamate siderophore vicibactin in response to Fe limitation. There are several recent reviews that discuss mechanisms of Al tolerance and toxicity in plants. These include reviews by KOCHIAN (1995), MA et al. (2001), and RYAN et al. (2001). PAUDYAL et al. (2007) studied the effect of AlCl_3 at 0, 25, 50, 75 and 100 μM on two strains of rhizobia. The effects were assessed for bacterial growth in culture and in symbiotic parameters such as biomass production and nodulation in host plant. Al was found to have detrimental effect in both *in vitro* and *in vivo* conditions in all its concentration.

JOHNSON and WOOD (1987) developed a method to study Al toxicity towards *Rhizobium*. This involved growth in broth followed by washing and measurement of cell viability in deionized distilled water plus Al. The results illustrated the high degree of sensitivity and rapid response of *R. leguminosarum* bv. *trifolii* and *R. loti* to Al under acid conditions but confirm earlier results on the relative tolerance of these two species.

Previous work on Al toxicity to *Rhizobium* has used defined media (KEYSER and MUNNS 1979, WOOD and COOPER 1984, 1985) which contain both phosphate (5–500 $\mu\text{mol l}^{-1}$) and sulphate (30–500 $\mu\text{mol l}^{-1}$). It seems likely, therefore, that some of the Al would be neutralized by these anions. Such methods may therefore overestimate the tolerance of rhizobia to Al as has been suggested by ALVA et al. (1986) for plant nutrient solutions. To overcome this problem a method has been devised in which the response of *Rhizobium* to Al is measured in deionized distilled (DD) water.

NEOGY et al. (2002) studied the effect of Al toxicity on growth of mungbean (*Vigna radiata* L. Wilczek) seedlings. It was found that seed germination declined with increased content of $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, while promotive effect was observed at very low dosage. In our investigations, we found that 50 mg $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \text{ kg}_1$ soil improved the symbiotic properties

(see Table 4b). ROY and CHAKRABARTY (2000) investigated the growth of *Rhizobium* sp. strain BICC 651 in the presence of 100 μM Al and produced a threefold higher level of siderophore than in the control culture under Fe limitation during the stationary phase. Al in increasing concentrations resulted in decreased growth, and the effect was alleviated by the addition of Fe. Siderophore production decreased gradually in Al-treated culture as well as in the control with the addition of increasing concentrations of Fe, and at 50 μM Fe the level of siderophore was practically undetectable. The siderophore binds Fe and also Al. For some extent, it may be happened in our studied too, that under different conditions of Al treatments, siderophore was produced and this is our further task.

MARZIAH et al. (1995) stated that Al toxicity is a complex growth-limiting factor. Glasshouse studies using solution culture were carried out to examine the effects of Al on growth and nodulation of groundnut. Results showed that root elongation and dry weight in Al-treated plants were significantly reduced. At 20 and 30 days after planting, there was a decrease in nodule number (30%) and dry weight (45%) with an increase in the sum of activities of monomeric Al from 10 to 30 μM . The results confirmed our results obtained (see Table 4b).

BARABASZ et al. (2002) concluded that although the mechanisms underlying Al toxicity have not been fully elucidated yet, we are already aware that environmental pollution and acidification of large amounts of soil and surface waters, and also drinking water, can be compared to the opening of "Pandora's box" and releasing a poison, which slow can be harmful for the whole population of humans, animals and plants.

One way to reduce the toxic effect of Al is to neutralize the acidity with calcareous amendments. However, this practice is demanding and not very effective. An alternative is the search for genetic variability in the genome of cropping grasses and/or their wild relatives to resist Al.

From the above, it can be conclude, that Bükköny 75/4 strain almost was able to multiply in microenvironment conditions containing high concentrations of Al, therefore, our suggestion is to use this strain for nodulation potential in soil of high Al content. From eco-agricultural point of view, the pH of rhizosphere environment is the most important parameters that could affect the attachment and invasion processes as the first steps for nodulation. In conclusion, successful growth of faba bean in acid soils would suggest that the faba bean-*Rhizobium* symbiosis is tolerant of acid infertility factors. A solution to the problem of soil acidity and Al toxicity is that some chemical substances or natural organic residues can be added to soil.

References

- ADAMCZYK B., FIREK A., ZASONSKI S. 1968: Mobile aluminium in mountain forest soils. *Pol. J. Soil Sci.* 1: 2.
- ALVA A. K., BLAMEY F. P. C., EDWARDS G., ASHER C. J. 1986: An evaluation of aluminium indices to predict aluminium toxicity to plants grown in nutrient solutions. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 17: 1271–1280.
- BARABASZ W., ALBIŃSKA D., JAŚKOWSKA M., LIPIEC J. 2002: Ecotoxicology of Aluminium. *Pol. J. Environ. Stud.* 11: 199–203.
- BATZIL J. M., GRAVES W. R., VAN BERKUM P. 1992: Diversity among rhizobia effective with *Robinia pseudoacacia*. *Appl. Environ. Microbiol.* 58: 2137–2143.
- BOUDOT J. P., BEL HADI B. A., CHONE T. 1988: Dependence of carbon and nitrogen mineralisation rates upon amorphous metallic constituents and allophanes in highland soils. *Geoderma* 42: 245–260.

- BRADY D. J., EDWARDS D. G., ASHER C. J. 1994: Effects of aluminium on the peanut (*Arachis hypogaea* L.) / *Bradyrhizobium* symbiosis. *Plant and Soil* 159: 265–276.
- BURRIS R. H. 1974: Methodology In QUISPÉL A. (ed.): The biological N₂-fixation. North Holland Publishing, Amsterdam pp. 9–33.
- CARTER J. M., GARDNER W. K., GIBSON A. H. 1994: Improved growth and yield of faba bean (*Vicia faba* cv. Fiord) by inoculation with strains of *Rhizobium leguminosarum* biovar *viciae* in acidic soil in south west Victoria. *Aust. J. Agric. Res.* 45: 613–623.
- CHANDRA R., PAREEK R. P. 1991: Comparative performance and competitiveness of chickpea (*Cicer arietinum* L.) *Rhizobium* strains in acidic and neutral soils. *Ind. J. Pulses Res.* 4: 189–194.
- DATE R. A., HOLLIDAY J. 1979: Selecting *Rhizobium* for acid, infertile soils of the tropics. *Nature (London)*. 277: 62–64.
- DONNELLY P. K., ENTRY J. A., CRAWFORD D. L., CROMACK K. JR. 1990: Cellulose and lignin degradation in forest soils: response to moisture, temperature, and acidity. *Microb. Ecol.* 20: 289–295.
- EDERSON DA C. J., MARSH T. L., TIEDJE M. J., DE S MOREIRA M. F. 2009: Changes in land use alter the structure of bacterial communities in Western Amazon soils. *The ISME J.* 3: 1004–1011.
- EVANS L. S., LEWIS K. F., VELLA F. A. 1980: Effect of nutrient medium pH on symbiotic nitrogen fixation by *Rhizobium leguminosarum* and *Pisum sativum*. *Plant and Soil* 56: 71–77.
- EVANS J., WALLACE C., DOBROWOLSKI N., PRITCHARD I., SULLIVAN B. 1993: Requirement of field pea for inoculation with *Rhizobium* and lime pelleting in soils of Western Australia. *Aust. J. Exp. Agric.* 33: 767–773.
- FLIS S. E., GLENN A. R., DILWORTH M. J. 1993: The interaction between aluminium and root-nodule bacteria. *Soil Biol. Biochem.* 25: 403–417.
- FRANCO A. A., MUNNS D. N. 1982: Acidity and aluminum resistance of strains on nodulation nitrogen fixation and growth of *Phaseolus vulgaris* in solution culture. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 296–302.
- GÖTTLEIN A., HEIM A., MATZNER E. 1999: Mobilization of aluminium in the rhizosphere soil solution of growing tree roots in an acidic soil. *Plant and Soil* 211: 41–49.
- GRACZYK A., DLUGASZEK M. 1993: Biochemical processes and molecular mechanisms of aluminium toxicity. *Rocz. PZH.* 44: 23–41.
- GRAHAM P. H., VITERI S. E., MACKIE F. 1982: Variation in acid soil tolerance among strains of *Rhizobium phaseoli*. *Field Crops Res.* 5: 121–128.
- GRAHAM P. H., DRAEGER K. J., FERREY M. L. 1994: Acid pH tolerance in strains of *Rhizobium* and *Bradyrhizobium*, and initial studies on the basis for acid tolerance of *Rhizobium tropici* UMR1 1899. *Can. J. Microbiol.* 40: 198–207.
- GROMYSZ-KALKOWSKA K., SZUBRATOWSKA E. 1999: Aluminium. Occurrence in nature and its influence on plants, animal and human organisms. Wyd. UMCS, Lublin.
- GROMYSZ-KALKOWSKA K., KANONIUK D., SZUBRATOWSKA E., UNKIEWICZ-WINIARCZYK A. 2004: Influence of drinking water-administered aluminium on morphology and respiratory function of blood in rats. *Polish Journal of Environmental Studies* 13: 515–519.
- HOWIESON J. G., EWING M. A., D'AANTUONO M. F. 1988: Selection of acid tolerance in *Rhizobium meliloti*. *Plant and Soil* 105: 179–188.
- HELEMISH F. A., EL-GAMMAL S. M. 1987: Salt and pH tolerance of *Rhizobium leguminosarum* TM271. *Zentralbl. Mikrobiol.* 142: 211–214.
- HELEMISH F. A., EL-MOKADEM M. T., ABOU ZEKRY S.H. 1993: Nutritional requirements and invertase activity of *Rhizobium* nodulating *Sesbania sesban* roots. *Zentralbl. Mikrobiol.* 148: 582–587.
- IGUAL J. M., RODRIGUEZ-BARRUECO C., CERVANTES E. 1997: The effect of aluminium on nodulation and symbiotic nitrogen fixation in *Casuarina cunninghamiana* Miq. *Plant and Soil* 41: 41–46.
- INOSTROZA-BLANCHETEAU C., SOTO B., ULLOA P., AQUEA F., REYES-DÍAZ M. 2008: Resistance mechanisms of aluminum (Al³⁺) phytotoxicity in cereals: Physiological, genetic and molecular bases. *J. Soil Sci. Plant Nutr.* 8: 57–71.
- JOHNSON A. C., WOOD M. 1987: Deionized distilled water as a medium for aluminium toxicity studies of *Rhizobium*. *Lett. Appl. Microbiol.* 4: 137–139.
- KABATA-PENDIAS A., PENDIAS M. 1993: Biogeochemia pierwiastków śladowych. PWN Warszawa.
- KAHINDI J. H. P., WOOMER P., GEORGE T., DE SOUZA-MORERA F. M., KARANJA N. K., GILLER K. E. 1997: Agricultural intensification, soil biodiversity and ecosystem function in the tropics: the role of nitrogen-fixing bacteria. *Appl. Soil Ecol.* 6: 55–76.
- KENNEDY I. R. 1992: Acid soil and acid rain. 2nd ed., Research Studies Press Ltd. Taunton, Somerset, England.
- KEYSER H., MUNNS D. N. 1979: Tolerance of rhizobia to acidity, aluminium and phosphate. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43: 519–523.

- KINRAIDE T. B., PARKER D. R. 1987: Cation amelioration of aluminium toxicity in wheat. *Plant Physiol.* 83: 546–551.
- KOCHIAN L. V. 1995: Cellular mechanisms of aluminum toxicity and resistance in plants. *Ann. Rev. Plant Physiol. Mol. Biol.* 46: 237–260.
- LESUEUR D., DIEM H. G., DIANDA M., LE ROUX C. 1993: Selection of *Bradyrhizobium* strains and provenances of *Acacia mangium* and *Faidherbia albida*: Relationship with their tolerance to acidity and aluminium. *Plant and Soil.* 149: 159–166.
- MA J. F., RYAN P. R., DELHAIZE E. 2001: Aluminium tolerance in plants and the complexing role of organic acids. *Trends Plant Sci.* 6: 273–278.
- MACDONALD T. L., MARTIN R.B. 1988: Aluminum ion in biological systems. *Trends Biochem. Sci.* 13: 15–19.
- MARZIAH M., ARIFFIN S. Z., SHAMSUDDIN Z. H. 1995: Effects of Al on growth, nodulation and polyphenol oxidase activities in groundnut. *Soil Biol. Biochem.* 27: 679–681.
- MARTIN R. B. 1986: The chemistry of aluminum as related to biology and medicine. *Clin. Chem.* 32: 1797–1806.
- MATSUMOTO H. 2000: Cell biology of aluminum toxicity and tolerance in higher plants. *Int. Rev. Cytol.* 200: 1–46.
- MERBACH W., AUGUSTIN J., MIRUS E. 1990: Effect of aluminium on the legume-rhizobia-symbiosis. *Zentralbl. Mikrobiol.* 145: 521–527.
- NEOGY M., DATTA J., ROY A. K., MUKHERJI S. 2002: Studies on phytotoxic effect of aluminium on growth and some morphological parameters of *Vigna radiata* L. Wilczek. *J. Environ. Bio.* 23: 411–416.
- NOWAK P., BRUS R. 1996: Doswiadczalne i kliniczne aspekty neurotoksycznego dzialania glinu. *Post. Hig.Med. Dosw.* 50: 621–633.
- PANDHLER M. S., KAHLON S. S. 1978: pH and salt tolerance of *Rhizobium leguminosarum* isolate from pea (*Pisum sativum*). *Ind. J. Microbiol.* 18: 81–84.
- PARTON W. J., SANFORD R. L., SANCHEZ P. A., STEWART J. W. B., BONDE T., CROSLY D., VAN VEEN H., YOST R. 1989: Modelling soil organic matter dynamics in tropical soils. In: *Dynamics of soil organic matter in tropical soils* Coleman D. C., Oades J. M., Uehara G. (eds.) University of Hawaii: Honolulu USA. pp. 153–171.
- PAUDYAL S. P., ARYAL R. R., CHAUHAN S. V. S., MAHESHWARI D. K. 2007: Effect of heavy metals on growth of *Rhizobium* strains and symbiotic efficiency of two species of tropical legumes. *Sci. World.* 5: 27–32.
- RAI R. 1992: The effect of acidity factors on aspects of symbiotic N₂-fixation of lens cultivars in acid soils. *J. Gen. Appl. Microbiol.* 38: 391–406.
- RICHARDSON A. E., SIMPSON R. J. 1989: Acid-tolerance and symbiotic effectiveness of *Rhizobium trifolii* associated with a *Trifolium subterraneum* L.-based pasture growing on an acid soil. *Soil Biol. Biochem.* 21: 87–95.
- RITCHIE G. S. P. 1995: Soluble aluminium in acidic soils: principals and practicalities. *Plant and Soil* 171: 17–27.
- ROGERS N. J., CARSON K. C., GLENN A. R., DILWORTH M. J., HUGHES M. N., POOLE R. K. 2001: Alleviation of aluminum toxicity to *Rhizobium leguminosarum* bv. *viciae* by the hydroxamate siderophore vicibactin. *BioMetals.* 14: 59–66.
- ROY N., CHAKRABARTY P. K. 2000: Effect of aluminum on the production of siderophore by *Rhizobium* sp. (*Cicer arietinum*). *Curr. Microbiol.* 41: 5–10.
- RYAN P. R., DELHAIZE E., JONES D. L. 2001: Function and mechanism of organic anion exudation from plant roots. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 52: 527–560.
- SANTA R. I. 2000: Biomass estimation and nutrient pools in four *Quercus pyrenaica* in Sierra de Gata Mountains, Salamanca, Spain. *Forest Ecol. Manag.* 132: 127–141.
- SCHMOHL N., HORST W. J. 2002: Effect of aluminium on the activity of apoplastic acid phosphatase and the exudation of macromolecules by roots and suspension-culture cells of *Zea mays* L. *J. Plant Physiol.* 159: 1213–1218.
- SLEDGE M. K., PECHTER P., PAYTON M. E. 2005: Aluminum tolerance in *Medicago truncatula* germplasm. *Crop Sci.* 45: 2001–2004.
- TAYLOR R. W., WILLIAMS M. L., SISTANI K. R. 1991: Nitrogen fixation by soybean-*Bradyrhizobium* combinations under acidity, low P and high Al stresses. *Plant and Soil* 131: 293–300.
- TRIPATHI A. K., MISHRA R. K. 1992: Screening chickpea germplasm for nodulation inacidic soils. *Curr. Res. Univ. Agric. Sci. Bangalore* 21: 151–152.
- VINCENT J. M. 1970: A manual for the practical study of root nodule bacteria. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK.

- WAKAO N., YASUDA T., JOJIMA Y., YAMANKA S., HIRISHI A. 2002: Enhanced growth of *Acidiocella facilis* and related acidophilic bacteria at high concentrations of aluminum. *Microb. Environ.* 17: 98–104.
- WALSE C., BERG B., SVERDRUP H. 1998: Review and synthesis of experimental data on organic matter decomposition with respect to the effect of temperature, moisture, and acidity. *Environ. Rev.* 6: 25–40.
- WENZL P., PATINÓ M. G., CHAVES L. A., MAYER E. J., RAO M. I. 2001: The high level of aluminum resistance in signalgrass is not associated with known mechanisms of external aluminum detoxification in root apices. *Plant Physiology*. 125: 1473–1484.
- WHELAN A. M., ALEXANDER M. 1986: Effects of low pH and high Al, Mn and Fe levels on the survival of *Rhizobium trifolii* and the nodulation of subterranean clover. *Plant and Soil* 92: 363–371.
- WISNIEWSKI J. P., DELMOTTE F. M. 1996: Modulation of carbohydrate-binding capacities and attachment ability of *Bradyrhizobium* sp. (*Lupinus*) to white lupin roots. *Can. J. Microbiol.* 42: 234–242.
- WOLFFE A. B., STREIT W., KIPE-NOLT J. A., VARGAS H., WERNER D. 1991: Competitiveness of *Rhizobium leguminosarum* bv. *phaseoli* strains in relation to environmental stress and plant defense mechanism. *Biol. Fert. Soils*. 12: 170–176.
- WOOD M. 1995: A mechanism of aluminium toxicity to soil bacteria and possible ecological implications. *Plant and Soil* 171: 63–69.
- WOOD M., COOPER J. E. 1984: Aluminium toxicity and multiplication of *Rhizobium trifolii* in a defined growth medium. *Soil Biol. Biochem.* 16: 571–576.
- WOOD M., COOPER J. E. 1985: Screening clover and Lotus rhizobia for tolerance of acidity and aluminium. *Soil Biol. Biochem.* 17: 493–497.
- WOOD M., COOPER J. E. 1988a: Acidity, aluminium and multiplication of *Rhizobium trifolii*: Effects of initial inoculum density and growth phase. *Soil Biol. Biochem.* 20: 83–87.
- WOOD M., COOPER J. E. 1988b: Acidity, aluminium and multiplication of *Rhizobium trifolii*: Possible mechanisms of aluminium toxicity. *Soil Biol. Biochem.* 20: 95–99.
- WOOD M., SHEPHERD G. 1987: Characterization of *Rhizobium trifolii* isolated from soils of different pH. *Soil Biol. Biochem.* 19: 317–321.
- WOOD M., COOPER J. E., HOLDING A. J. 1984a: Soil acidity factors and nodulation of *Trifolium repens*. *Plant and Soil* 78: 367–379.
- WOOD M., COOPER J. E., HOLDING A. J. 1984b: Aluminium toxicity and nodulation of *Trifolium repens*. *Plant and Soil* 78: 381–391.
- WRIGHT R. J., BALIGAR V. C., AHLRICHS J. L. 1989: The influence of extractable and soil solution aluminium on root growth of wheat seedlings. *Soil Sci.* 148: 293–302.
- ZHANG J., HE Z., TIAN H., ZHU G., PENG X. 2007: Identification of aluminium-responsive genes in rice cultivars with different aluminum sensitivities. *J. Exp. Bot.* 58: 2269–2278.

VICIA FABAE - RHIZOBIUM LEGUMINOSARUM SZIMBIOTIKUS KAPCSOLATA A TALAJ
KÉMHATÁSÁNAK ÉS ALUMÍNÍUM KONCENTRÁCIÓJÁNAK FÜGGVÉNYÉBEN

^{1,2}BAYOUMI HAMUDA Hosam E. A. F., ²OROSZ Erika, ³HAMUDA Yasmin,
²TÓTH Nikolett, ²KECSKÉS Mihály

¹Budapesti Műszaki Főiskola, Rejtő Sándor Könnyűipari és Környezetmérnöki Kar,
Környezetmérnöki Intézet, 1034 Budapest, Doberdó u. 6.

²Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.

³Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1. E-mail: hosameaf@yahoo.com

Kulcsszavak: *Rhizobium leguminosarum*, talaj kémhatás és Al^{3+} koncentráció, szimbiotikus kapcsolat, *Vicia faba*

Összegzés: Az alumínium (Al) által okozott toxicitás egyike a legelterjedtebb mezőgazdasági problémáknak. pH és Al toleráns *Rhizobium leguminosarum* és *Vicia faba* törzseket szelektáltunk *in vitro* és *in vivo* körülmények között. Az alumínium toleráns *V. faba* törzsek tenyésztése egyike azon tényezőknek, melyek megoldást nyújthatnak az alumínium által okozott talajszennyezettségére. A törzsek szaporodását táplevesben, 28°C-on, 48 órán keresztül történő inkubációt követően értékeltük, optikai denzitásuk (sűrűségük) alapján. Tanulmányaink azt igazolták, hogy a pH változásokra leginkább toleráns törzs a *Rhizobium* Lóbab Z volt, a legérzékenyebb pedig a HB-3841^{str+}. Habár a HB-3841^{str+} és E1012 törzsek nem szaporodtak 25 μM $KAl(SO_4)_2$ -t tartalmazó táptalajon, 25 μM $Al(NO_3)_3$ -t tartalmazó közegben már igen. Az eredmények azt igazolták, hogy 100 μM $Al_2(SO_4)_3$ koncentráció nem volt hatással a *Rhizobium* törzsek szaporodására (kivéve az E1012 törzset), ellenben 50 μM $AlCl_3$ koncentráció már gátolta a törzsek szaporodását (kivéve a Bükköny 75/4 törzset). A vizsgált alumínium vegyületek növekvő sorrendje a gátló hatásuk függvényében: $Al(NO_3)_3 < Al_2(SO_4)_3 < KAl(SO_4)_2 < AlCl_3$. A fentiekből levonható a következtetés, hogy mivel a *Rhizobium* Lóbab Z törzs képes nagy koncentrációjú Al tartalmú közegben, *in vitro* körülmények között szaporodni, e törzs alkalmas lehet magas alumínium tartalmú talajok gümöképző képességének növelésére. A törzsek lóbabal történő szimbiotikus képességét vizsgáltuk agyagbemosódásos barna erdőtalajon (Gödöllő), különböző pH és Al koncentráció mellett. A legjobb eredményt 6,6 pH mellett, az alumínium 50–100 $mg\ kg^{-1}$ koncentrációjánál kaptuk, a pH 5,31 volt. A Bükköny 75/4 és HB-3841^{str+} törzsek 6,6 pH-jú talajon kiválóan tenyészthetők. Lóbab Z és Bükköny 75/4, 5,31 pH-jú, 50-100 $mg\ kg^{-1}$ Al-t tartalmazó táptalajon tenyészthető. Végül következtetésként levonható, hogy az egyes törzsek szaporodása az Al koncentrációtól függött, és a Bükköny 75/4 törzs kiválóan alkalmazható 5,31 pH-jú, az alumíniumot 50–100 $mg\ kg^{-1}$ koncentrációban tartalmazó talajok oltására.

VEGETÁCIÓ ÉS GYEP PRODUKCIÓ HAVI VÁLTOZÁSA BADACSONYTÖRDEMICI SZÜRKEMARHA LEGELŐKÖN ÉS KASZÁLÓN

SZENTES Szilárd¹, WICHMANN Barnabás², HÁZI Judit³, TASI Julianna¹, PENKSZA Károly³

¹Szent István Egyetem MKK NTTI Gyepgazdálkodási Osztály

²Szent István Egyetem MKK Genetikai és Növénynevelési Intézet

³Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék
e-mail: szemarcus@gmail.com

Kulcsszavak: legeltetés, legelő, kaszáló, fajösszetétel, természetvédelem

Összefoglalás: A badacsonytörдемeci szürkemarha-legelőn (túllegeltetett térszín), kiegészítő legelőn (alullegettetett térszín), kaszálón és a legelő területén belül található itató környékén folytattunk a 2008-as legeltetési idény során 5 alkalommal botanikai, gyepgazdálkodási és takarmányozási vizsgálatokat. Mintaterületenként 5 cönológia felvételt készítettünk 2×2 m-es kvadrátokat alkalmazva BRAUN-BLANQUET (1964) módszere szerint. A területen 118 szürkemarha legel. A mintaterületek közül a kiegészítő legelőn és a kontroll területen kis fajszám adódott (20–30). Az alullegettetett területen az évi kb. 1 hónapnyi legeltetés nem volt elegendő ahhoz, hogy a fajszám szempontjából kedvezőbb helyzet alakuljon ki, amellett, hogy a takarmányhozama a területnek magas maradt. A túllegeltetett terület a látványosan magas fajszám ellenére (38–39) sok gyom jellegű növényt tartalmaz, a gyeptakarmányértéke pedig gyenge. Itt a legeltetési terhelést csökkenteni kell. A kaszáló, ha fajszámában (26–27) el is marad a túllegeltetett térszínhez képest, a fajösszetétel szerencsésebb és a takarmányozóképesítő képessége jó.

A legelő produktív értékei a folyamatos állattartás miatt csak augusztusban mutattak nagyobb értéket, amikor az állatokat a kiegészítő legelőre hajtották át. A legeltetési idény során változott meg leginkább a fajösszetétel is, nyár végére a pázsitfűvek arányának csökkenésével párhuzamosan a pillangósok mennyisége nőtt. A kiegészítő legelő állattartóképesítő képessége mutatta a leg-kevesebb mennyiségeket.

Bevezetés

A pannon régióban a helyi klimatikus viszonyokhoz alkalmazkodva tenyésztettek ki speciális állatfajtaikat. A hazai gyepeken legelt az őshonos szürkemarha fajta, amely szinte eltűnt a Magyar pusztáról. A gyepterületek megőrzésének ösztönzésével került e fajta előtérbe Magyarországon újra, és számos, első sorban természetvédelmi célú gyeptenyésztésévé vált. A fajta extenzíven tartják, tartástechnológiája megegyezik a húsmarháéval. A hagyományos legeltetési gyakorlattól eltérően hosszabb ideig (április elejétől novemberig, 200–240 nap) legeltethető. Tartása kevés élőmunka ráfordítással jár, legelőn tartásánál a szakaszos legeltetési mód a legcélszerűbb. A területegységre jutó hústermelést az egyes állatok termelésén túl a területegységre jutó állatlétszám, a legelőkihasználtság hatékonysága befolyásolja. A legelőkihasználtság hatékonysága és az egy állatra jutó termelés között negatív összefüggés (HOLMES 1989) áll fenn. A takarmányfelvétel nagysága és a fűkínálat között pozitív összefüggés van. Ez esetben az állatnak sokkal nagyobb lehetősége van a válogatásra (PENNING et al. 1986). A táplálékanyag-felvételt befolyásolja a legelőfű minősége, kedveltsége, ízletessége, táplálékértéke, a legeltetett fű energiakoncentrációja, a felvett táplálékanyagok emészthetősége, összességében a legelő takarmányértéke. A legelő növényzetének vizsgálata során fontos, különösen gazdasági szempontból jelentős, a pázsitfűvek és a pillangós fajok mennyisége, mert az

itt fejlődött állatok legértékesebb takarmányát első sorban ezen fajok adják (KOTA et al. 1993, VINCZEFFY 1993, 1998, BARCSÁK és KERTÉSZ 1986, NAGY 1993, SZEMÁN 1994/95, 1997, 2003).

A rétek és legelők (természtvédelmi és gyepgazdálkodási) értéke nagymértékben függ botanikai összetételüktől, melyet a hasznos, a káros és az egyéb fajok egymáshoz viszonyított aránya határoz meg (BAJNOK et al. 2000, BARCSÁK és KERTÉSZ 1986, BARCSÁK 2004, BARCSÁK et al. 1978, HARASZTI 1973, KOTA et al. 1993, TASI 2007, TASI és SZEMÁN 2006, VINCZEFFY 1993, 1998). Jelen dolgozatban elsődlegesen arra kerestük a választ, hogy melyik kezelési mód a legmegfelelőbb a vizsgált terület fajgazdagságának fenntartása, és a gyepterésztvédelmi, gazdasági értéke szempontjából.

Anyag és módszer

A minaterületek Magyarország egyik természetvédelmi értékekben különösen gazdag régiójában, a Balaton-felvidéken található. A bazalt tanuhegyekkel körülvett medence századokra visszanyúlva intenzív mezőgazdálkodás színhelye volt, amit a rendszerváltás után kialakult támogatási rendszerek megváltoztattak. Így került be erre a tájra is a magyar szürkemarha. A minterület a Tapolcai-medencében Badacsonytördemic település határában található.

A gyepon a következő térszíneket különítettük el:

- 1: 32 ha-os alullegettetett legelő,
- 2: 38 ha-os túllegeletett legelő,
- 3: 34 ha-os kaszáló,
- 4: az állatok itatóhelye,
- 5: kontroll terület.

A legelőn 118 állatot tartanak váltogató legeltetést alkalmazva. A hasznosított részeket *Agrostio-Deschampsietum caespitosae* Újvárosi 1947 társulás jellemezte, az utak melletti taposott részeket kivéve, ahol *Lolio-Cynodonetum dactylidi* Jarolímek et al. 1997 volt jellemző. A terület korábbi hasznosítási formája is legelő, illetve kaszáló volt.

A cönológiai felvételezéshez a legeltetési idény során 5 alkalommal minden mintaterületen 5–5 db 2×2 m-es kvadrátot készítettünk BRAUN-BLANQUET (1964) mód-szerével 2008. április, május, június, augusztus és szeptember hónapokban. A borítási értéket %-ban adtuk meg. A fajnevek SIMON (2000) nomenklatúráját követik. A gyeppen előforduló növényfajok takarmányozási értékének meghatározására KLAPP et al. (1953) módszerét használtuk.

A cönológiai felvételekkel párhuzamosan produkcióvizsgálatokat is végeztünk. A legelő és a kaszáló meghatározott pontjain, 7 cm-es tarlót hagyva, 1×1 m-es területen vágtuk le a növényzetet. Emellett a kontroll területen is elvégeztük a növényi biomassza eltávolítását és mérését a potenciális gyeptermés meghatározására. A levágott növényzeti anyagot szétválogattuk a következő csoportok szerint: pázsitfűvek, pillangósok, közömbös egyszikűek, közömbös kétszikűek, szűrés fajok, avar. A különválogatott nyiradékokat szárítószekrényben szárítottuk és a száraztömegét grammban adtuk meg.

Eredmények

A legelőn (túllegeltetett rész) a vizsgált 5 időszakban az összesített fajszám 38–39, az összborítás 66–87% volt. A kiegészítő legelőhöz viszonyítva itt a nagyobb terhelés miatt a szálfűvek borítása kisebb. Az elsőrendű pázsitfűvek közül a *Festuca arundinacea* borítása a legnagyobb (1. táblázat). Az elsőrendű pillangósok közül a *Trifolium pratense* a legjellemzőbb. A gyeppalkotók aránya a két részen eltérő. A kiegészítő legelőn a pázsitfűvek borítása szinte duplája a legelőn tapasztaltaknak, és a közömbös egyszikűek borítása is nagyobb. A legelőn a kétszikűek és a pillangósok jutottak nagyobb szerephez, mivel az állatok a nagy terhelés miatt a fűveket kilegelték. Így több fény jutott a talajközeli rétegekbe, aminek következtében az év második felében megnőtt a pillangósvirágúak borítása. A gyepp Klapp-féle takarmányértéke 2,0–2,9 között adódott a vizsgált időszakban (1. táblázat). A gyepp becsült termőképessége 24 t/ha, ami 1,9 állatot tud eltartani 1 ha-on. Ennek ellenére jelenleg 3,1 szürkemarára/ha terhelés mellett legeltetik.

1. táblázat: A mintaterület gyeppalkotóinak alakulása a legeltetési időny során
 Table 1: Data of grassland management categories and feeding value by Klapp in every grazing season of the year

Hónapok	Kiegészítő legelő					Legelő					Kaszáló					Itató környéke				
	IV.	V.	VI.	VIII.	IX.	IV.	V.	VI.	VIII.	IX.	IV.	V.	VI.	VIII.	IX.	IV.	V.	VI.	VIII.	IX.
első rendű pázsitfűvek (%)	52	54	70	49	67	33	42	27	28	21	35	37	35	52	22	10	14	11	7	11
pillangósok (%)	0	0	0	0	0	8	9	17	19	21	1	0	2	9	7	18	18	67	63	62
feltételes gyomok (%)	8	8	11	13	10	14	16	19	20	19	12	8	12	17	11	17	25	23	15	22
savanyú fűvek (%)	9	31	26	10	13	3	5	5	4	3	11	34	35	33	52	0	0	0	0	0
összborítás (%)	85	126	118	79	101	66	80	78	82	74	70	98	98	122	100	49	65	115	100	110
Klapp-féle tak. érték	3,5	6,4	6,4	2,8	4,1	2,0	2,7	2,6	2,9	2,4	1,9	3,3	3,4	6,3	3,0	1,1	1,8	7,8	6,0	7,0

A kiegészítő legelőn (alullegetett terület) készült kvadrátokban a fajszám a vizsgált időszak során 20–30 között változott. Az átlagos összborítás egész évben megközelítőleg 100% volt. A gyepp fajösszetétele takarmányozási szempontból értékes. Klapp-féle takarmányértéke május-júniusban volt a legnagyobb: 6,4, augusztusban pedig a legkisebb 2,8. A maximum értékek természetközeli gyepek esetében kifejezetten jók. Az elsőrendű pázsitfűvek összborítása egyész évben meghaladta az 50%-ot, köztük olyan értékes fajokkal, mint a *Poa angustifolia* vagy a *Dactylis glomerata*, illetve az év során folyamatos növekedést mutató *Festuca arundinacea*, amely a vizsgált gyepp vezérnövénye. A terület éves becsült terméshozama 32,8 t/ha, állattartó képessége 2,5 állat/ha.

A kaszálón a vizsgált 5 időszakban az összesített fajszám kisebb volt, mint a helyi legelők esetében: 26–27 faj. Az összborítás 70–123% között változott. A gyeppalkotók aránya inkább hasonlít a kiegészítő legelőhöz, de még annál is jelentősebb benne a savanyúfűvek aránya, melyeket az állatok kevésbé kedvelnek (1. táblázat). A gyepp vezérnövénye az *Agrostis stolonifera*, melynek borítása szeptemberben hirtelen lecsök-

kent, és helyét a *Carex hirta* vette át. A terület Klapp-féle takarmányértéke: 1,9–6,3 között változik (1. táblázat). A terület éves terméshozama 26,9 t/ha, állattartó képessége 2,1 állat/ha. A terület mély fekvése miatt, melyet a savanyúfüvek nagy borítása is mutat, a jól megválasztott hasznosítási mód a kaszálóként történő hasznosítás.

Az itató környékén a gyep meglepően nagy fajszámú és több szintű volt. A felvételek során az egyes hónapokban 24–33 taxon fordult elő a kvadrátokban, a borítás 50–117% között alakult. A gyep alsó szintjének vázát a *Trifolium repens* adta, melybe a pázsitfüvek közül a *Poa humilis*, a kétszikűek közül a *Capsella bursa-pastoris* társult a legnagyobb borítással. A felső szintet a *Sambucus ebulus* és egyéb dudvás szárú fajok pl.: az *Arctium lappa* alkották. A gyepalkotók aránya teljesen eltér a többi mintaterületen tapasztaltaktól (1. táblázat). A legnagyobb borítást a pillangósok adják. Különösen a legeltetési idény második felében szaporodtak fel (közel 60%-ra). Ilyen mértékű előfordulásuk a gyepben már káros. A Klapp-féle takarmányértékek nagy szórást mutatnak a vizsgált időszakban. Az 1,2–7,8-as értékek közötti nagy különbség oka a *Trifolium repens* robbanásszerű növekedése. A talaj jelentős víz- és tápanyagtartalma, illetve a füvek kitaposása miatt felszaporodtak a ruderális fajok.

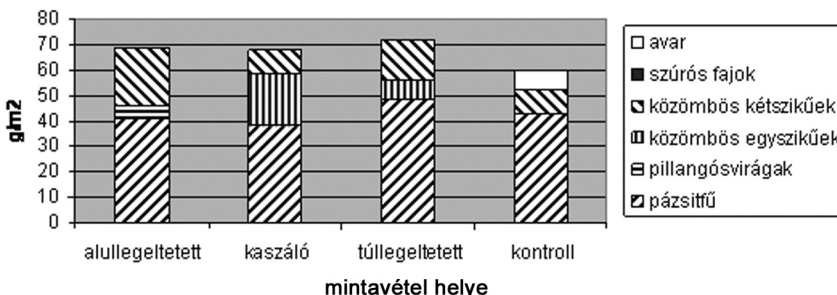
A kontroll területen kis fajszám adódott (20–30). Domináns fajok között volt itt is a *Festuca arundinacea*. A kaszálóhoz hasonlóan jelentős volt itt is a savanyúfüvek, *Carex* fajok mennyisége. A kvadrátokban a leromlás jeleként tömegessé vált a zavarástűrő *Calamagrostis epigeios*.

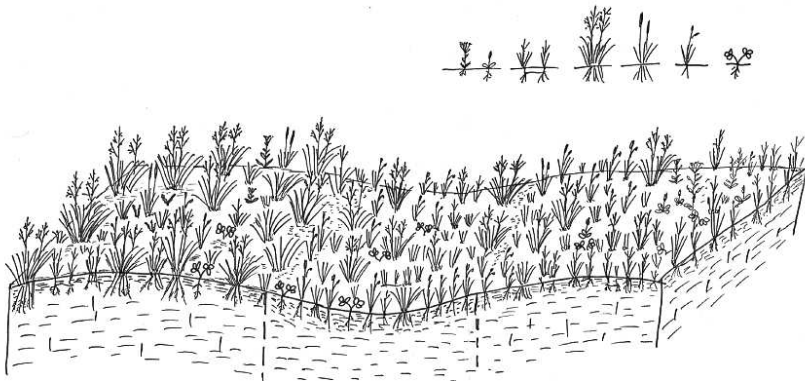
A mintaterületek produkcióértékei

A badacsonytördemeci gyepeken az állatok által meghagyott növényi biomassa mennyiségét is mértük, kivéve az áprilisi adatokat (1. ábra), amikor a legeltetés előtti produkció jelenik meg. Az áprilisi értékek közel azonosak a legelőkön és a kaszálón. Legnagyobb érték a túllegeltetett területen adódott, ahol az előző évi trágyázás hatása is érvényesül. A kontroll területen 5–10%-kal volt kisebb.

A májusi növedék minden mintaterületen jelentősebb volt, mint az áprilisi (2. ábra). A kaszálón és a kontroll területeken közel 100 gramm keletkezett. A legelőn 300 gramm fölött volt a produkció, ami a gyep összetételéből is adódik, mert a gyep jelentős tömegét a *Festuca arundinacea* adja. A pázsitfüvek mennyiségének (200 gramm) nagy részét ez a faj képezte, amely ekkor intenzíven bokrosodik. A legelőn (túllegeltetett terület) 65 grammnyi száraz gyepnövekedést hagytak mindössze az állatok.

Az áprilisi nyiradékok megoszlása

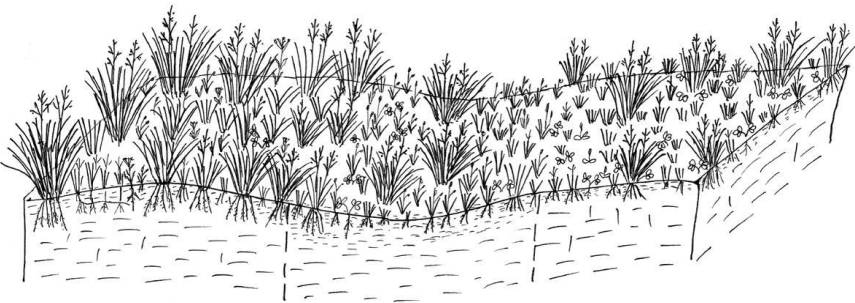
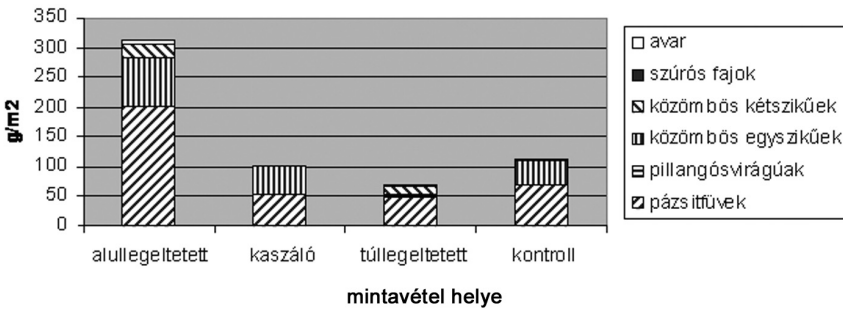




1. ábra A badacsonytördemeci mintaterületek szárazanyag mennyisége és vegetációprofilja (április)
 (1: dudva szárú kétszikűek, 2: tölevélrózsás kétszikűek, 3: *Agrostis* spp., 4: *Festuca arundinacea*,
Deschamsia caespitosa, 5: *Alopecurus pratensis*, 6: *Carex* spp., 7: pillangósok)

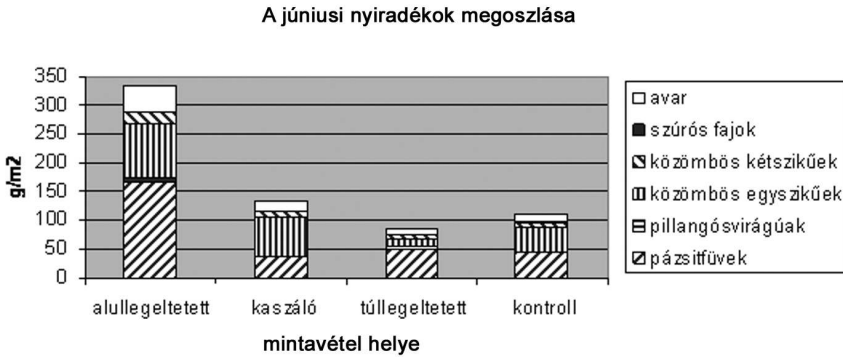
Figure 1. A

A májusi nyiradékok megoszlása



2. ábra A badacsonytördemeci mintaterületek szárazanyag mennyisége és vegetációprofilja (május)
 Figure2. A

A kora nyári esőzéseknek köszönhetően a legnagyobb produkciót a júniusi növedék jelentette. A kaszálón és a kontroll területeken, 155 és 125 gramm száraz tömeg keletkezett. Az alullegettetett gyeppen szintén 300 gramm fölött volt a produkció, de a májusi mennyiséghez képest jelentős növekedés nem mutatkozott. A produkció összetétele valamennyi mintaterületen eltolódott: a sások mennyisége megnőtt a pázsitfűvek rovására.

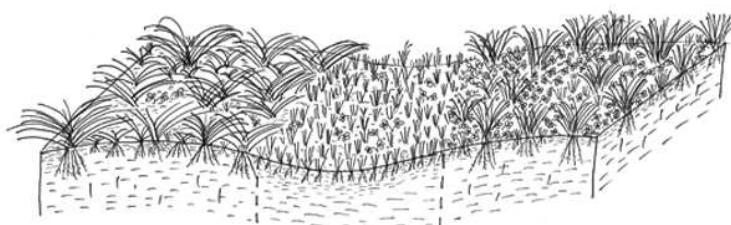
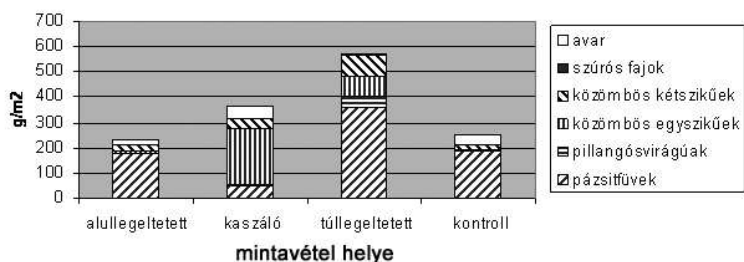


3. ábra A badacsonytördemici mintaterületek szárazanyag mennyisége és vegetációprofilja (június)

Az augusztusi produktióértékek a korábbiaktól jelentősen eltérnek. A szürkemarhákat áthajtották a kiegészítő legelőre (alullegettetett rész), így ott a produktió látványosan visszaesett. A túllegeletett területen a produktió kiemelkedően magas. A nyári szárazság miatt a legeltetett mintaterületeket kivéve (mivel az állatok itt szinte mindent elfogyasztottak a vegetációs periódus eddigi szakaszáig) megnőtt az avar, illetve az elszáradt növényi részek mennyisége.

A szeptemberi produktions értékek esetében, a csapadékosabb időszaknak is köszönhetően, a mintaterületek produktója jelentősen nőtt. A szürkemarhák újra a legelőn tartózkodtak és szinte az összes fogyasztható növényzetet lelegelték. A másik három mintaterületen a produktions értékek jelentősek lettek. Az őszi eredményeként a legelőt kiéve minden mintaterületen megnőtt az avar mennyisége, különösen az alullegettetett részen.

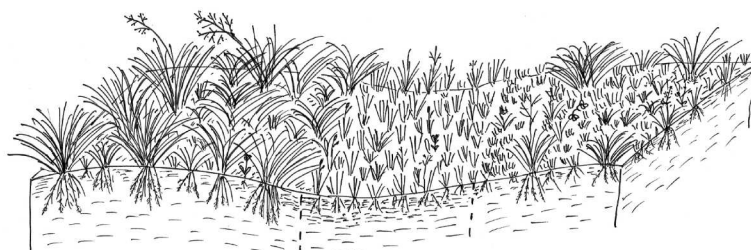
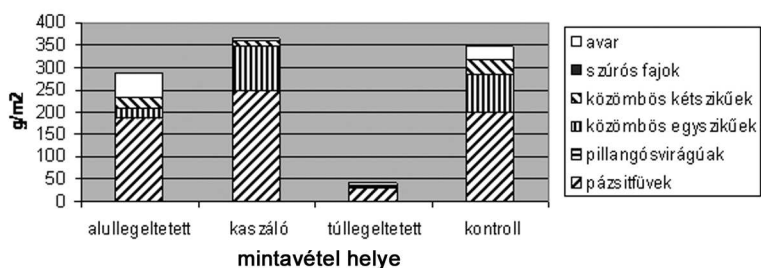
Az augusztusi nyiradék megozlása



4. ábra A badacsonytördemeci mintaterületek szárazanyag mennyisége és vegetációprofilja (augusztus)

Figure 4. A

A szeptemberi nyiradék megozlása



5. ábra A badacsonytördemeci mintaterületek szárazanyag mennyisége és vegetációprofilja (szeptember)

Figure 5.

A kiegészítő legelőn (alullegettetett gyep) az évi 5 vágásminta összesített tömege 1228 g, a kaszálón 1035 g, a legelőn (tullegettetett gyep) 843 g, a kontroll nem legeltetett területen 879 g száraz tömeg négyzetméterenként. Ez 1,228 t 1,035 t 0,843 t és 0,879 t szénát jelent hektáronként.

Megvitatás

A mintaterületen a növényzetben mutatkozó változások eltérőek, és nem minden esetben szolgálják teljesen a természetvédelmi értékek megőrzését és a gazdasági hasznot sem. A legelőkön a növényzetben bekövetkező változásokat a legeltetés nagymértékben meghatározza és az élőhelyek fejlődésében szoros kapcsolat áll fenn (MILCHUNAS et al. 1988). Modelljük a legeltetés és a növényzet koevolúciós kifejlődésével foglalkozik, illetve a környezeti hatások fontosságát támasztja alá (MILCHUNAS és LAUENROTH 1993). A nedves területek vegetációjára jellemző a száraz élőhelyekkel szemben, hogy könnyebben és gyorsabban változik, könnyen átalakulhat.

Több szerző megállapította, hogy a legeltetés során az egyéves fajok mennyisége is jelentősen nő (SALA 1988, SALA et al. 1996). Ez jól látható a vizsgált legelőn. Az alullegettetett mintaterületünkön, a kontroll területhez hasonlóan a legkisebb fajszám adódott (20–30 faj). Az évi kb. 1 hónapnyi legeltetés viszont nem volt elegendő ahhoz, hogy a fajszám szempontjából kedvezőbb helyzet alakuljon ki, amellet, hogy a terület takarmányhozama magas maradt. Ezzel az adattal nem tudjuk megerősíteni azon irodalmi eredményeket, miszerint az alullegettetett területek voltak a legfajgazdagabbak (SALA 1988, SALA et al. 1996). Azonban, ha ezt a kezelési módot összevetjük a felhagyott területeken végbement változásokkal, akkor fajcsökkenés és a vegetáció jellegtelenebbé válása várható (LUOTO et al. 2003, SALA 1988, SALA et al. 1996, MITCHLEY és XOFIS 2005, PECO et al. 2006). Az alullegettetett területen a további fajszámcsökkenés és ezzel a változatosabb takarmány megjelenése érdekében is rendszeresen évi egy tisztító kaszálást kellene beiktatni, és legalább két alkalommal (legalább 40 napos rotációs idővel) kellene az állatokat a területre hajtani. NAGY (1993) kihangsúlyozza, hogy a legeltetés és kaszálás váltogatásával egyensúlyt lehet teremteni a legelő és a kaszáló típusú fajok között, melynek a gyomszabályozásban is szerepe van. A tavaszi és az őszi csapadékok megjelenésével a vegetatív szervek jelentős növekedésnek indulnak. A nagy biomassza tömeget nem képes így a legelő állat megfelelő módon hasznosítani. A tullegettetett terület a látványosan magas fajszám ellenére (38–39) sok gyom jellegű növényt tartalmaz, a gyep takarmányértéke pedig gyenge. Itt a gyep terhelését csökkenteni kell. A kaszáló fajszámában (26–87), ha el is marad tullegettetett térszínhez képest, a fajösszetétel szerencsésebb és a takarmányszolgáltató képessége jó. A terület ezen részét helyesen kezelik.

Köszönetnyilvánítás

A kutatást a Pro Renovanda Hungariae alapítvány „Diákok a tudományért” pályázata támogatta.

Irodalomjegyzék

- BAJNOK M., ROSTÁS M., TASI J. 2000: Néhány legelő és rét növényzetének értékelése a takarmányozás szempontjából. *Állattenyésztés és takarmányozás, Herceghalom* 49/3: 247–256.
- BARCSÁK Z. 2004: *Biogyep-gazdálkodás* Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- BARCSÁK Z., KERTÉSZ I. 1986: *Gazdaságos gyeptermesztés és hasznosítás*. Budapest, Mezőgazdasági Kiadó.
- BARCSÁK Z., BASKAY T. B., PRIEGER K. 1978: *Gyeptermesztés és hasznosítás*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- BRAUN-BLANQUET J. 1964: *Pflanzensoziologie* 3. Aufl. Wien, A: Springer-Verlag.
- HARASZTI E. 1973: *Az állat és a legelő*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- HOLMES 1989: *Grazing management*. In: *Grass: Its Production and Utilisation*, Second Edition, Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- KLAPP E., BOEKER P., KÖNIG F., STÄHLIN A. 1953: *Wertzahlen der Grünlandpflanzen*. *Grünland* 2: 38–40.
- KOTA M., ZSUPOSNÉ OLÁH A., VINCZEFFY I. 1993: A gyepek néhány gyógynövényének takarmányértéke és mikrobiológiai jelentősége. *Legeltetéses állattartás*. Tudományos közlemények Debrecen, pp. 159–169.
- LUOTO M., PYKÄLÄ J., KUUSAAARI M. 2003: Decline of landscape-scale habitat and species diversity after the end of cattle grazing. *Journal of Natural Conservation* 11: 171–178.
- MILCHUNAS D. G., LAUENROTH W. K. 1993: Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecol. Monogr.* 6: 327–366.
- MILCHUNAS D. G., SALA O. E., LAUENROTH W. K. 1988: A generalized model of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist* 132: 87–106.
- MITCHELY J., XOFIS P. 2005: Landscape structure and management regime as indicators of calcareous grassland habitat condition and species diversity. *Journal of Natural Conservation* 13: 171–183.
- NAGY G. 1993: *Gyepesítési módok alapjai. Legelő és gyepgazdálkodás*. Budapest, Mezőgazda Kiadó.
- PECO B., SÁNCHEZ A. M., AZCÁRATE F. M. 2006: Abandonment in grazing systems: Consequences for vegetation and soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113: 284–294.
- PENNING P. D., HOOPER G. E., TREACHER T. T. 1986: The effect of herbage allowances on intake and performance of ewes suckling twin lambs. *Grass and Forage Science* 41: 199–208.
- SALA O. E. 1988: The effect of herbivory on vegetation structure. In: WERGER M. J. A., VAN DER AART P. J. M., DURING H. J., VERHOEVEN J. T. A. (eds.): *Plant form and vegetation structure*, SPB, The Hague, NL, pp. 317–330.
- SALA O. E., LAUENROTH W. K., McNAUGHTON S. J., RUSCH G., XINSHI ZHANG A. 1996: Biodiversity and ecosystem functioning in grasslands. In: MOONEY H. A., CUSHMAN J. H., MEDINA E., SALA O. E., SCHULZE E. D. (eds.): *Functional roles of biodiversity: A global perspective*, Wiley, Chichester, UK, pp. 129–149.
- SIMON T. 2000: *A magyarországi edényes flóra határozója*. Budapest, HU: Tankönyvkiadó.
- SZEMÁN L. 1994/95: Grassland yield and seedbed preparation. *Bulletin of the University of Agricultural Sciences*, 45–51.
- SZEMÁN L. 1997: Possibilities of Renovation on Hungary Grasslands. XVIII. International Grassland Congress Proceeding. Volume 2. Canada, Saskatoon, pp. 83–84.
- SZEMÁN L. 2003: Parlag gyeppek javítása. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 1: 42–45.
- TASI J. 2007: Diverse impacts of nature conservation grassland management. *Cereal Research Communications* 35: 1205–1209.
- TASI J., SZEMÁN L. 2006: *Landbewirtschaftung in Ungarn. Multifunktionale Landnutzung und Perspektiven für extensive Weidesysteme*. Fachverlag Köhler, Giessen, Germany, pp. 45–57.
- VINCZEFFY I. 1993: Természetes gyepünk védelme. *Debreceni Gyepgazdálkodási Napok* 11: 257–281.
- VINCZEFFY I. 1998: Lehetőségeink a legeltetéses állattartásban. *Debreceni Gyepgazdálkodási Napok* 16: 1–40.

BOTANICAL AND FORAGE MANAGED INVESTIGATION ON THE HUNGARIAN
GREY CATTLE PASTURE NEAR BADACSONYTÖRDEMIC

Sz. SZENTES¹, B. WICHMANN², J. HÁZFI³, J. TASI¹, K. PENKSZA³

¹Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Department of Lawnfarming

²Szent István University, Institute of Genetics and Plant Breeding

³Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management,

Department of Nature Conservation and Landscape Ecology

e-mail: szemarcus@gmail.com

Keywords: grazing, pasture, hayfield, species composition, nature conservation

Sample areas can be found in the Tapolcai Basin. Phytosociological samples were collected: 32 ha grassland stand with low intensity grazing (under-grazed pasture), 38 ha overgrazed pasture, 34 ha meadow (hayfield) and the stand where animals drinking. The areas were suitable for following up the changes of vegetation and production in every grazing season of a year. 5 pieces of 2×2 m phytosociological samples were examined on each sample area, prepared according to the Braun-Blanquet method (1964) in April, May, June, August and September of the year 2008. There are 118 Hungarian Grey Cattles on the pastures.

In case of the Tapolcai Basin, low number of species (20 to 30) was detected in the undergrazed pasture and the control area. About one month per year grazing time in the undergrazed area was not enough to achieve a better state for species diversity, and the amount of forage remained high. The overgrazed pasture carries a low forage value and contains a high number of weed species, despite the spectacularly high total number of plant species (38 to 39). Consequently, grazing pressure has to be decreased. Although the number of species is lower in the hayfield (26 to 27), species composition and ability for forage supply is much better, showing that the proper management of the area is taken here.

EGY ÚJ, POLARIZÁCIÓS BÖGÖLYCSAPDA

BLAHÓ MIKLÓS

Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar,
Fizikai Intézet, Biológiai Fizika Tanszék, Környezetoptika Laboratórium
1117 Budapest, Pázmány sétány 1., e-mail: majkl2000@gmail.com

Kulcsszavak: Tabanidae, bögöly, bögölycsapda, polarizációlátás, polarotaxis, képalkotó polarimetria

Összefoglalás: A bögölyök számos egészségügyi és gazdasági problémát okoznak az embereknek és állatoknak egyaránt, mivel a vérszívó nőstények betegségeket terjesztenek, miközben a gerincesek vérért szívják. A bögölyök ritkítására az utóbbi évtizedekben már számos olyan csapdát is kifejlesztettek, melyek közül több egy fényes fekete tárgyval vizuálisan vonzza e rovarokat. Kutatói körökben általánosan elfogadott vélekedés, hogy a bögölycsapdák részét képező fekete tárgyak a gazdaállat sziluettjét, a szél miatti mozgása pedig a gazdaállat mozgását utánozzák. Vizuálisan vonzó tárgyként leggyakrabban egy fényes fekete golyó szolgál a bögölycsapdákban, ugyanakkor e fekete gömb vonzóhatásának okát mindeztáig még nem sikerült megfejteni. Ha e vonzás pontos oka kiderülne, akkor lehetőség nyílna a bögölycsapdák hatékonyságának további növelésére egy új vizuálisan vonzó tárgy alkalmazásával. A bögölyök nemrégiben felfedezett pozitív polarotaxisa és polarotaktikus viselkedése új lehetőséget ad a bögölycsapdák továbbfejlesztésére. Azon korábbi megfigyelésekre alapozva, hogy a bögölyök vonzódnak a vízszintes fényes fekete sírkövekhez, cikkünkben bemutatásra kerül egy új, polarizációs elven működő bögölycsapda. Ezen új csapda vizuálisan vonzó tárgya, röviden csalija, a talajfelszínen elhelyezett, keskeny peremű, vízszintes fényes fekete lemez. Képalkotó polarimetriával mértük ezen új csali tükröződési-polarizációs mintázatait, melyeket összehasonlítottuk egy fényes fekete gömb és tórusz polarizációs mintázataival. Választásos kísérletekkel kimutattuk, hogy ezen új csalifelület sokkal vonzóbb a bögölyök számára, mint egy fényes fekete gömb vagy tórusz. Megállapítottuk, hogy az új csali erős vonzóképeségének az az oka, hogy sokkal több vízszintesen poláros fényt ver vissza, mint a fekete golyó. Szintén mértük és összehasonlítottuk néhány hagyományos bögölycsapda kicsinyített másának polarizációs mintázatait, és a kapott eredmények alapján magyarázatot adtunk a bögölyvonzás lehetséges vizuális okaira az egyes csapdák esetében.

Bevezetés

A bögölyök világszerte jelentős károkat okoznak az embereknek, valamint a vad- és háziállatoknak egyaránt, mivel nőstényeik vért szívznak és ezzel betegségeket is terjesztenek (FOIL 1989, LUGER 1990, MAAT-BLEEKER és BRONSWIJK 1995, HALL et al. 1998, SASAKI 2001, LEHANE 2005). Ezért a bögölyök egyedszámának csökkentésére az 1930-as évektől kezdődően több különböző csapdát fejlesztettek ki entomológus kutatók (MALAISE 1937, GRESSITT és GRESSITT 1962, WILSON et al. 1966, CATTS 1970, ROBERTS 1977, von KNIEPERT 1979, HAYAKAWA 1980, WALL és DOANE 1980, HRIBAR et al. 1992, MOORE et al. 1996, MIHOK 2002). Az 1. ábra néhány ilyen tipikus bögölycsapdát mutat, melyek alapvetően 3 fő típusba sorolhatók:



1. ábra Különböző bögölycsapdák.

1. sor: Terelőfelületen csapdák. (A) A Malaise csapda a különböző alakú fekete tárgyakkal vonzott repülő bögölyöket ejti csapdába terelőfelületei segítségével (<http://www.nzitrap.com>). (B) E csapdánál a fekete terelőlapok által odavonzott és azoknak nekirepülő bögölyöket vízzel teli edények ejtik foglyul (<http://www.nzitrap.com>). 2. sor: Kémiaiailag vonzó sátoros csapdák. (C) Egy szürke-fekete sátoros csapda (Veer *et al.*, 2002). (D) Egy fehér-kék sátoros csapda (Rahman, 2005). (E) Egy fehér-fekete sátoros csapda (<http://www.nzitrap.com>). 3. sor: Optikailag vonzó sátoros csapdák. (F) A Manitoba csapda egy áttetsző műanyag fóliából készült sátorból és egy fölfüggesztett fekete gömbből áll (<http://www.nzitrap.com>). (G) A Manning csapda egy fölfüggesztett fehér hálóból készült tölcserből és egy fekete gömbből áll (<http://www.bokt.nl/forums/viewtopic.php?f=149&t=789683>). (H) A Manning csapdához hasonló H-csapda (<http://www.h-trap.net>). (I) A HorsePal csapda egy fekete gömbből és a fölötte lévő szögletes sátorból áll (<http://bitingflies.com>). (J) Egy fehér-fekete doboz-csapda fölfüggesztett fekete gömbbel (http://creatures.ifas.ufl.edu/livestock/deer_fly.htm).

Figure 1. Various tabanid traps. *Row 1:* Flight interception traps. (A) The Malaise trap can catch tabanids by being in their flight paths and attracting them by different black visual targets (<http://www.nzitrap.com>). (B) In the case of the EPPS trap tabanids strike the black vertical panels and then drown in water-filled elongated trays (<http://www.nzitrap.com>). *Row 2:* Chemically baited canopy traps. (C) A grey-black canopy trap (Veer *et al.*, 2002). (D) A white-blue canopy trap (Rahman, 2005). (E) A white-black canopy trap (<http://www.nzitrap.com>). *Row 3:* Optically baited canopy traps. (F) The Manitoba trap with a pyramidal transparent white plastic canopy and a hanging black ball (<http://www.nzitrap.com>). (G) The Manning trap is composed of a hanging funnel-like white netting and a suspended black ball (<http://www.bokt.nl/forums/viewtopic.php?f=149&t=789683>). (H) The H-trap composed of a conical white net canopy with a suspended black ball (<http://www.h-trap.net>). (I) The HorsePal trap with a suspended black ball and a canopy composed of a beige box and a pyramidal white netting (<http://bitingflies.com>). (J) A white-black box trap with a freely whinging black ball (http://creatures.ifas.ufl.edu/livestock/deer_fly.htm).

Az első típus csapdái úgy fogják meg a böglyöket, hogy azok repülésük során véletlenül belerepülnek. E csapdák vagy egy sátorszerűen kifeszített hálóból és a megfogott böglyöket tároló edényből állnak (1A ábra), vagy pedig függőleges merev lapokból, melyekhez folyadékkal töltött edények csatlakoznak. Ez utóbbiak szerepe a terelőlapoknak nekirepülő és leeső böglyök csapdába ejtése (1B ábra). E csapdák vonzókéességét kifejlesztöik általában valamilyen csalitárggyal igyekeznek megnövelni. A csalitárgy lehet egy fényes fekete (általában gömbölyű) forma (1A ábra), vagy a fényes fekete függőleges csalifelület egyben böglyeterelő lapként is működhet (1B ábra).

A különböző vegyi anyagokkal csábító böglyecsapdák (1C, 1D, 1E ábrák) sátorszerű szerkezetek egy kis tárolóedénnyel felszerelve, mely utóbbiban a böglyöket vonzó vegyszert (pl. széndioxidot, ammóniát, acetont, oktanolt, szarvasmarha vagy ló vizeletét) helyeznek el. A csalifelületet a sátor külső felszíne képezi, aminek felső része többnyire világos (fehér vagy világos szürke), az alsó része pedig sötét színű (általában sötét szürke vagy fekete, ritkábban kék). A sátor messziről vizuálisan odavonzza a böglyöket, aztán a vegyi anyag a sátor alá csalja őket. Mivel a sátor felső része világosabb, a sátor alá repült böglyök fölfelé repülnek, vagy másznak a pozitív fototaxisuknak köszönhetően. A sátor alakja tölcészerűen bevezeti a böglyöket a csapda tetején lévő üveg vagy műanyag dobozba, amiben a vegyszer található.

Az optikailag vonzó sátoros csapdák (1F, 1G, 1H, 1I, 1J ábrák) egy sátorból és az alája fölfüggesztett csalitárgyból állnak. Az optikai tulajdonságai (a visszavert fény intenzitása és színe, a csali mozgása) miatt a csali nagy távolságból is magához vonzza a böglyöket. Mikor az odavonzott böglyök rászállnak a csalira és érzékelik, hogy az nem egy lehetséges gazdaállat, fölfelé kezdenek repülni, miközben a sátor tölcészerű csúcsa bevezeti őket egy üveg vagy műanyag tárolóba, ahol csapdába esnek. Csalitárgyként általában egy nagy fényes fekete golyót használnak, amit a szél szabadon lengethet.

E csapdák közös vonása, hogy a böglyöket egy fényes fekete tárggyal és/vagy felülettel vizuálisan vonzzák. Általánosan elfogadott, hogy e fekete tárgy (i) a gazdaállatoknak az égbolt világos háttere előtti sötét körvonalát utánozza, (ii) a szélben való lengése pedig a gazdaállat mozgását utánozza (THORSTEINSON et al. 1965, 1966, LEHANE 2005). A böglyecsapdákból leggyakrabban használt csalitárgy egy fényes fekete gömb (pl. egy feketére festett strandlabda).

A fényes fekete csalitárgyak vonzó hatásának elterjedt magyarázata több szempontból is megkérdőjelezhető: Egyrészt a természetes gazdaállatok (elsősorban nagytestű növényevők) külső testfelszíne általában nem fényes fekete. Másrészt pedig a csalitárgy vonzókéessége szélcsendben is megmarad, mikor a tárgy mozdulatlan. Nem világos az sem, hogy a csalitárgynak miért kell fényesnek lennie. Habár a fényes fekete labda vonzókéessége egyértelmű kísérleti tény, a vonzó hatás igazi oka egyelőre tisztázatlan. Ha sikerülne e vonzó hatás pontos okát feltárni, lehetőség nyílna a böglyecsapdák (1. ábra) vizuálisan vonzó elemének a hatékonyságát is megnövelni.

Nemrégiben HORVÁTH és társai (2008) fölfedezték a böglyök pozitív polarotaxisát, azaz, hogy e rovarok vonzódnak a vízszintesen poláros fényhez, csakúgy, mint az egyedfejlődésében a vízhez kötődő számos fofarfaj (KRISKA et al. 1998, WILDERMUTH 1998, 2007, HORVÁTH és VARJÚ 2004, WILDERMUTH és HORVÁTH 2005, CSABAI et al. 2006, KRISKA et al. 2006, 2007, 2008a, BERNÁTH et al. 2008b, HORVÁTH és KRISKA 2008, HORVÁTH et al. 2008, MALIK et al. 2008). Az elmúlt 10 év kutatási eredményei alapján bebizonyosodott, hogy a fejlődésükben vízhez kötődő rovarok polarotaxisát nemcsak a természetes vizek

felületéről tükröződő erősen és vízszintesen poláros fényt váltja ki, hanem a fényt erősen polarizáló, mesterséges felületek (aszfaltutak, gépkocsik, pakuratafvak, üvegépületek, sírkövek, napelemablák, stb.) is (BERNÁTH et al. 2001a, 2001b, 2008a, HORVÁTH et al. 2007, 2009, KRISKA et al. 2006, 2008b, 2009). A pozitív tapasztalatok alapján indítványozásra került a bögölyök pozitív polarotaxisán alapuló új bögölycspadák kifejlesztése (HORVÁTH et al. 2008, KRISKA et al. 2008a).

E cikkben bemutatásra kerül egy új, polarizációs elven működő, sátoros bögölycspada. Az új csapda csalitárgya egy keskeny peremű nagy vízszintes fényes fekete lemez. Képalkotó polarimetriával mértük az új csalitárgy tükröződési-polarizációs mintázatait, melyeket összehasonlítottunk egy fényes fekete gömbével és tóruszáival. Terepi választásos kísérletekkel igazolást nyert, hogy az új csalitárgy sokkal vonzóbb a bögölyök számára, mint a fekete gömb vagy tórusz. Kiderült, hogy az új csalitárgy nagy vonzókéességének oka abban rejlik, hogy sokkal több vízszintesen poláros fényt ver vissza, mint a hagyományos fekete golyó. Mértük és összehasonlítottuk néhány hagyományos bögölycspada modelljének polarizációs mintázatait is. Tekintetbe véve, hogy mennyi vízszintesen poláros fényt vernek vissza e modellek, újraértelmeztük a hagyományos bögölycspadák vonzó hatásának az okát.

Cikkünk bemutatja, hogy egy tisztán tudományos fölfedezés, a bögölyök pozitív polarotaxisa, miként használható fel közvetlenül egy új bögölycspada kifejlesztésében.

Anyag és módszer

A kísérletek és a polarimetriai mérések helyszíne egy kiskunhalasi temető volt (46° 43' N, 19° 5' E). A közelben lévő lovasiskolának köszönhetően a területen nagyon sok bögöly volt, így a temető alkalmas helyszíne volt a terepi vizsgálatoknak. A kísérletek alatt szélcsendes idő volt, a maximum/minimum napi hőmérséklet 30–35 °C/22–24 °C között változott, az ég tiszta vagy részben felhős volt.

Az első kísérlet 2008. július 27-én és 28-án 10:00-tól, illetve 9:30-tól tartott 18:00-ig. A bögölyök két különböző fényes fekete tesztfelület közti választását vizsgáltuk, melyek csalitárgyként alkalmazhatók sátoros bögölycspadákban. A két tesztfelületet a füben helyeztük el egymástól 1 m távolságra. Az egyik tesztfelület egy négyzet alakú ($a \times a = 53 \text{ cm} \times 53 \text{ cm}$) vízszintes fényes fekete műanyag lap volt, a másik pedig egy $r = 15 \text{ cm}$ sugarú fényes fekete gömb (egy feketére festett közönséges strandlabda). A négyzetlap és gömb felszíne gyakorlatilag azonos volt ($A_{\text{négyzet}} = a^2 = 2809 \text{ cm}^2$, $A_{\text{gömb}} = 4\pi r^2 = 2827 \text{ cm}^2$). A két csalitárgy helyzetét óránként megcseréltük. Közvetlen napfényben e fekete felületek erőteljesen fölmelegedtek volna, ezért a kísérlet helyeül egy állandóan árnyékos területet választottunk ki a temetőben. A felületek hőmérsékletét (T) egy digitális hőmérővel mértük. A két felület hőmérséklete mindvégig azonos volt és megegyezett a levegő hőmérsékletével ($\pm 0.25 \text{ °C}$ -os pontossággal). A bögölyök viselkedését 3 m távolságból folyamatosan figyeltük meg, miközben számoltuk a tesztfelületekre leszálló bögölyök számát (N a 1. táblázatban) az idő függvényében. Mértük továbbá a bögölyöknek egy vízszintes fényes fekete tesztfelületen töltött idejét (Δt), és számoltuk a tesztfelületre való leszállás előtti felületérintéseket (n) is.

A második kísérletben három különböző alakú fényes fekete csalitárgy bögölyökre kifejtett vonzó hatását vizsgáltuk. A kísérlet 2008. július 29-én 8:00-tól július 31-én 19:00-ig tartott. A három csalitárgyat a füves talajra helyeztük egymástól 1 m távolságra a temető egy állandóan árnyékos részén. Nappal, mikor a bögölyök repülnek, a csalitárgyak helyét kétóránként véletlenszerűen cserélgettük. Az első tesztfelület egy vízszintes, négyzet alakú fekete műanyag lap (53 cm×53 cm) volt. A második egy $r=15$ cm sugarú fekete gömb, a harmadik pedig egy fekete tórusz (egy autókerék belső gumija) $R=18$ cm és $r=4$ cm-es sugarakkal. E tórusz felszíne $A_{\text{tórusz}}=4\pi^2Rr=2842$ cm² volt. A tesztfelületek nagysága gyakorlatilag azonos volt (átlag: $A=2826$ cm²). Mindhárom tesztfelületet egy szintelen, szagtalan, be nem száradó ragasztóval kentük be (BabolnaBio® egérragacs), ami az összes felületet érintő rovar csapdába ejtette. A célunk az volt, hogy minden bögölyt megfogjunk, ami a csalifelületeket megérinti. A kísérlet után a csapdázott bögölyöket begyűjtöttük, alkoholban tartósítottuk, és Prof. Majer József faji szinten meghatározta ezeket (MAJER 1987).

A sátoros bögölycsapdák csalitárgyainak (3. ábra) és e csapdák modelljeinek (4–7. ábra) a tükröződési-polarizációs mintázatait képképző polarimetriával mértük a spektrum vörös (650 ± 40 nm = a polariméter maximális érzékenységének hullámhossza \pm annak félértékszélessége), zöld (550 ± 40 nm) és kék (450 ± 40 nm) tartományában. A továbbiakban csak a zöld tartományban mért polarizációs mintázatokat mutatjuk be. Mivel a mért tesztfelületek szintelenek voltak (fekete, szürke, fehér), ezért a polarizációs mintázatok mindhárom spektrális tartományban gyakorlatilag azonosak voltak. A kép-alkotó polarimetria módszere már részletesen leírásra került másutt (HORVÁTH és VARJÚ, 1997, 2004; MIZERA et al. 2001). A polarimetrás méréseket tiszta égbolt alatt végeztük. A sátoros bögölycsapdák makettjei az eredeti csapdákkal azonos anyagokból készültek (fekete és fehér ponyva, áttetsző fényes fehér műanyag fólia, átlátszatlan fényes fekete műanyag fólia, fényes fekete lapok).

Eredmények

Az 1. táblázat adataiból megállapítható, hogy a fényes fekete gömb gyakorlatilag nem vonzó a bögölyök számára a fényes fekete vízszintes laphoz képest. Összesen $41+36 = 77$ bögöly érintette a lapot (és általában rá is szállt) és mindössze 2 a gömböt. Ez utóbbi 2 bögöly 1–1 másodpercet maradt csak a gömbön, majd átszállt a lapra, ahol 14, illetve 51 másodpercig maradt. A 1. kísérletben egyszerre mindig csak egy bögöly szállt egy tesztfelületre. A felületérintések száma 1 és 19 között változott, átlagos értéke 4.1 volt. A leszállások után a felületen töltött idő értéke 0 és 431 másodperc között volt, 42.95 másodperces átlaggal. Az 1. kísérletből nyilvánvalóan látszik, hogy a fényes fekete vízszintes lap sokkal vonzóbb a bögölyök számára, mint a fényes fekete gömb.

1. táblázat Bögölyök reakciói egy száraz, fényes fekete gömbre és vízszintes négyzetre az első terepkísérletben 2008. július 27-én és 28-án. *t*: helyi idő. *N*: a tesztfelületekre leszállt bögölyök száma. *n*: a bögölyök felületérintéseinek száma leszállás előtt. Δt : azon időtartam (másodperc), amit a bögölyök a tesztfelületen töltöttek.

Table 1. Reactions of tabanids to the two different dry shiny black test surfaces (sphere, horizontal square) in the 1st experiment on 27 and 28 July 2008. *t*: point of local summer time = UTC + 2. *N*: number of tabanid landed on the test surface. *n*: number of surface touching prior to landing. Δt : time period (in seconds) spent by the landed tabanid on the test surface.

dátum (2008)	gömb			vízszintes négyzet		
	<i>N</i>	<i>n</i>	Δt (s)	<i>N</i>	<i>n</i>	Δt (s)
július 27.	2	2	2	41	174	2320
július 28.	0	0	0	36	142	987
összes	2	2	2	77	316	3307

2. táblázat. A 2008. július 29–31. között lebonyolított 2. kísérlet során három ragacsos tesztfelület (gömb, tórusz, vízszintes négyzet) által fogott bögölyfajok és egyedszámaik.

Table 2. Species and numbers *N* of tabanids trapped by the three sticky black test surfaces (sphere, torus, horizontal square) in the 2nd experiment on 29-31 July 2008.

ragacsos fekete csapdafelület	csapdázott bögölyök	
	faj	<i>N</i>
gömb	<i>Tabanus</i> sp. (hím)	1
		összes = 1
tórusz	<i>Tabanus tergustinus</i> (hím)	1
	<i>Tabanus tergustinus</i> (nőstény)	3
		összes = 4
vízszintes négyzet	<i>Tabanus tergustinus</i> (hím)	7
	<i>Tabanus tergustinus</i> (nőstény)	33
	<i>Tabanus bromius</i> (hím)	38
	<i>Tabanus bromius</i> (nőstény)	16
	<i>Tabanus quatuornotatus</i> (hím)	1
	<i>Heptatoma pellucens</i> (hím)	13
	<i>Heptatoma pellucens</i> (nőstény)	9
	<i>Chrysops caecutiens</i> (hím)	1
	<i>Tabanus</i> sp. (nőstény)	2
		összes = 120

A 2. táblázat azt mutatja, hogy a 2. kísérletben a ragadós fekete gömb csak 1, a tórusz 4, míg a vízszintes lap 120 bögölyt ejtett csapdába. Ebből egyértelműen látszik, hogy a fényes fekete vízszintes felület sokkal jobban vonzza a bögölyöket, mint a fényes fekete



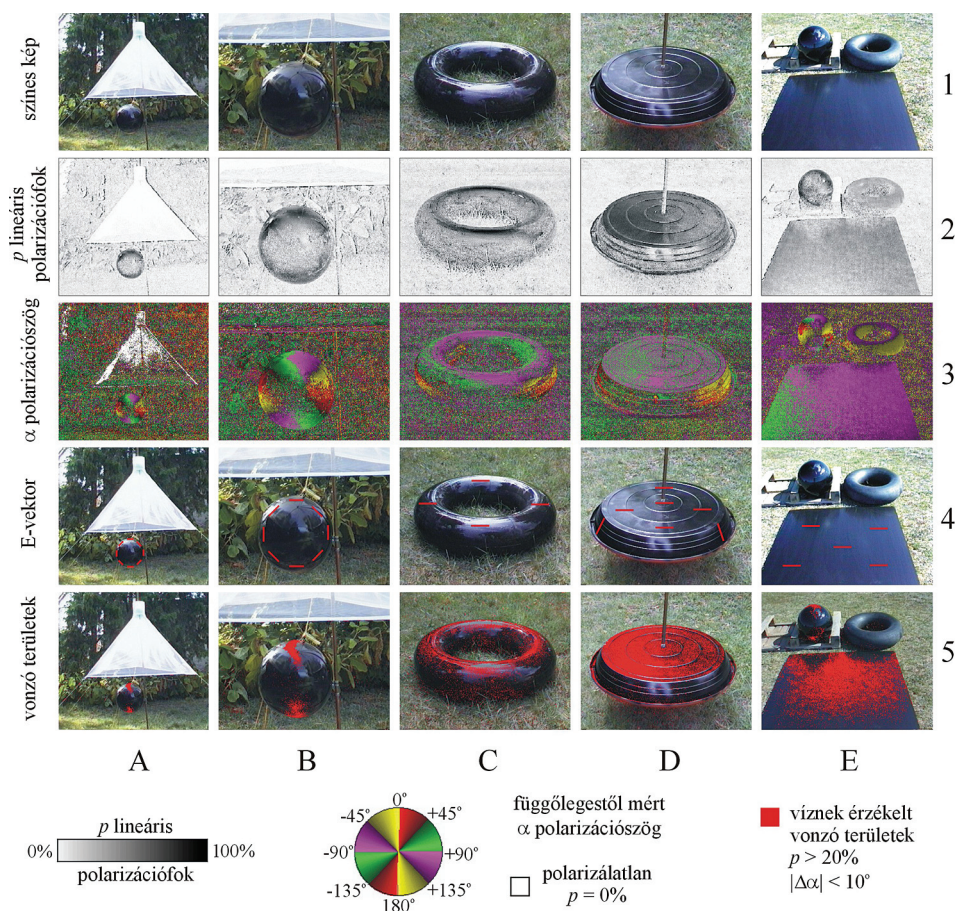
2. ábra: Az új sátoros polarizációs bögölycsapda prototípusa. A csapda csalifelülete egy a talajfelszín közelében elhelyezett vízszintes száraz, fényes fekete, lapos csonkakúp. E tárgy erősen és vízszintesen poláros fényt ver vissza, ami erősen vonzza a pozitív polarotaxissal rendelkező bögölyöket.

Figure 2. Prototype of the new polarization canopy trap to capture polarotactic tabanid flies.

The visual target of the trap is a horizontal dry shiny black plastic disk with a narrow shiny black skirt near the ground level. This target reflects highly and horizontally polarized light, which strongly attracts positively polarotactic tabanids.

ívelt felületek (gömb vagy tórusz). Ezen eredmények alapján megépítettünk egy sátoros csapdát egy új csalitárggyal (2. ábra). A fényes fekete golyót egy vízszintes fényes fekete lapos csonkakúppal helyettesítettük (egy lefelé fordított, feketére festett, kör alakú műanyag cserépalátéttel).

A 3. ábrán egy hagyományos fényes fekete labdával ellátott sátoros bögölycsapda és három különböző fényes fekete csalitárgy (golyó, tórusz, vízszintes lap) polarizációs mintázatai hasonlíthatók össze. Az ábra 2. sorában azt láthatjuk, hogy a csalitárgyak mely részei (egy kis terület a golyó alsó és felső részén, egy keskeny gyűrű a tórusz tetején, és a vízszintes lemez teljes területe) vernek vissza erősen poláros fényt (az ábrán sötét szürkével kódolva), ami a polarotaktikus bögölyök vonzásának egyik feltétele. A vonzás másik feltétele, hogy a visszavert fény polarizációjának irányja ne térjen el jelentősen a vízszintestől. Az ábra 3. sorában ezek a területek világos zöld és világos lila színekkel vannak kódolva. Látszik, hogy a golyónak csak az alsó és felső részén lévő kicsiny terület, a tórusznak a tetején lévő keskeny gyűrű alakú terület, míg a vízszintes lemez teljes területe vízszintes vagy ahhoz közeli polarizációjú fényt ver vissza. Mivel éppen e régiók vernek vissza nagy polarizációfokú fényt, ezért ezek azok a területek, melyek vonzóak a polarotaktikus bögölyök számára. A 3. ábra 5. sorában pirossal vannak jelölve azon területek, ahol a polarizációfok meghalad egy küszöbértéket (20%) és a polarizációirány vízszintestől való eltérése nem halad meg egy másik küszöbértéket (10°).

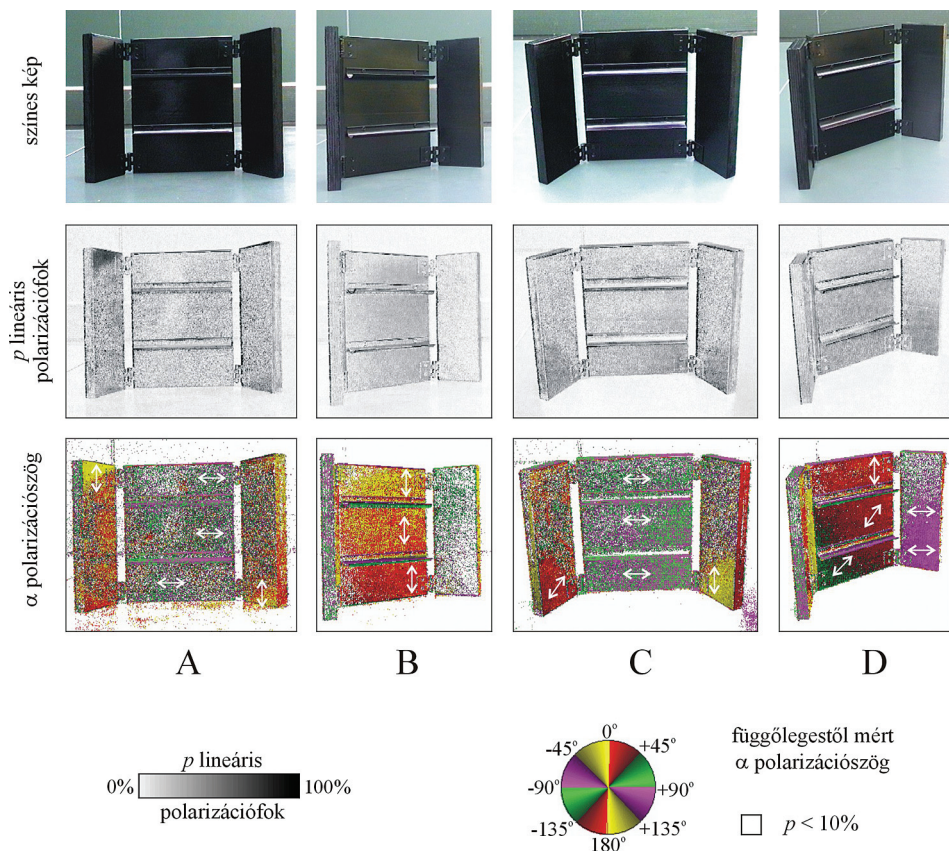


3. ábra Bögölycspadák különböző csalifelületeinek tükröződési polarizációs mintázata. (A) Egy hagyományos sátoros csapda fényes fekete gömbből álló csalival. (B-D) Három eltérő száraz, fényes fekete csalifelület (B: gömb, C: tórusz, D: lapos csonkakúp). (E) A 2. kísérletben használt három száraz, fényes fekete tesztfelület (gömb, tórusz, vízszintes négyzet). A polarizációs mintázatokat képpalkotó polarimetriával mértük a spektrum zöld (550 nm) tartományában. A csapdafelületeket közvetlen napfény és a tiszta égbolt fénye világította meg. 1. sor: színes képek. 2. sor: a lineáris polarizációfok. 3. sor: polarizációirány. 4. sor: a piros vonalak a különböző felületekről visszavert fény elektromos térerősségvektorának (E-vektorának) irányát jelzik. 5. sor: piros szín jelöli a csalifelületek azon részeit, melyek vizuálisan vonzóak a polarotaktikus bögölyök számára. Az e részekről tükröződő fény polarizációfoka (p) nagyobb a polarizációs ingerküszöbnél (20%), és a polarizációirány 10° -nál kisebb szöggel tér el a vízszintestől.

Figure 3. Reflection-polarization patterns of a conventional canopy trap with a dry shiny black ball as visual target (A), three different dry shiny black visual targets (B: sphere, C: torus, D: horizontal disk with a narrow skirt as the new visual target of the canopy trap in Fig. 2), and the three dry shiny black test surfaces (sphere, torus, horizontal square) used in the 2nd experiment (E) measured by videopolarimetry in the green (550 nm) part of the spectrum. All these objects were illuminated by direct sunlight and light from the clear sky.

Row 1: colour pictures. Row 2: degree of linear polarization p . Row 3: angle of polarization α . Row 4: red bars show the directions of the E-vector (= electric field vector) of reflected light at certain places. Row 5: regions of the shiny black visual targets are displayed by red, which can be attractive to polarotactic tabanids, because p of reflected light is higher than a threshold (20%), and the direction of polarization deviates from the horizontal by less than a threshold (10°).

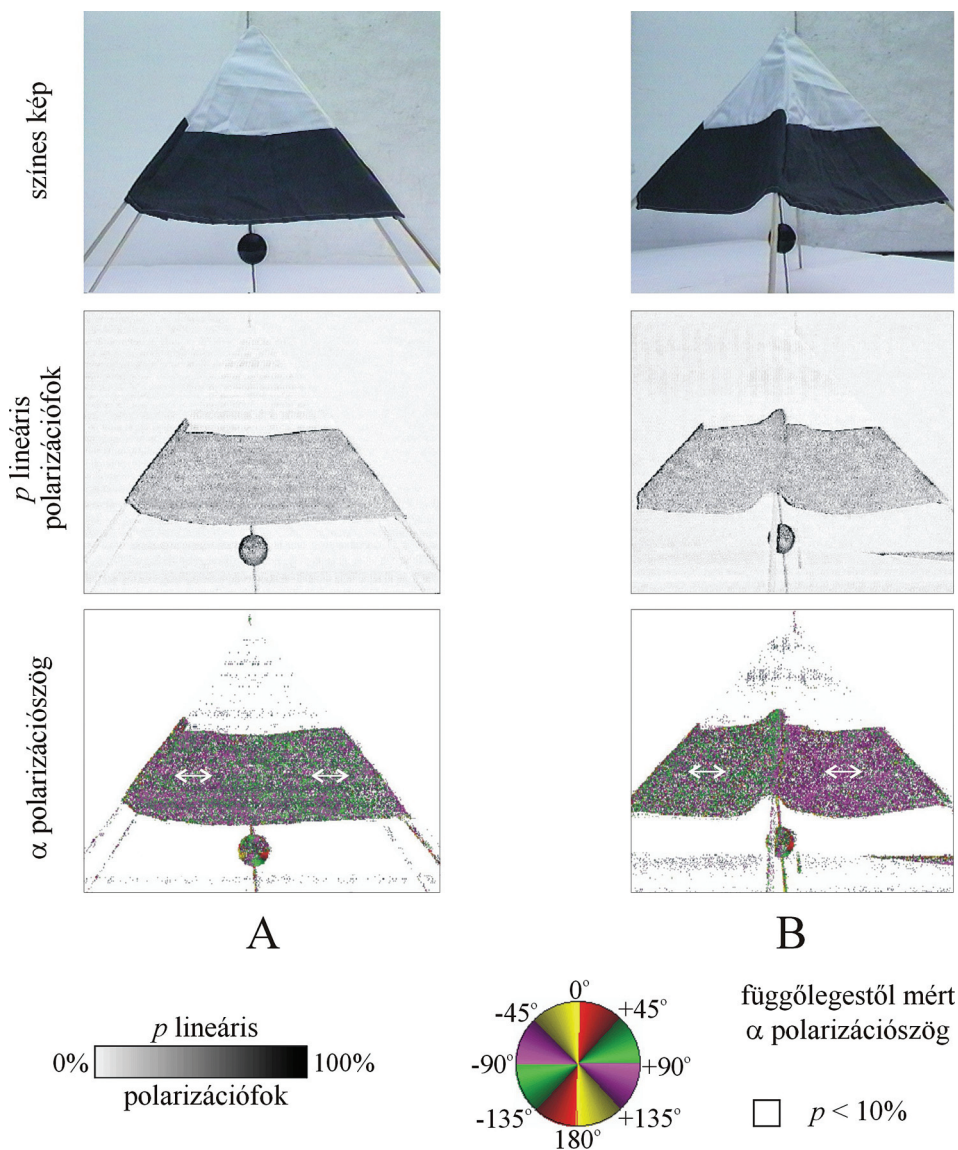
Az új lapos csonkakúp alakú csalitárgy peremének az a szerepe, hogy a csali oldalról is észrevehető legyen az oldalról repülve közeledő bögyölyök számára. Az új csalitárgy sima és fényes felületű ferde pereme is erősen poláros fényt ver vissza. A nagy polarizációfok egyik oka, hogy a függőlegeshez képest kissé megdőntött peremről visszavert égboltfényt közel Brewster-szög alatt látjuk. A perem középső részéről visszaverődő fény polarizációiránya vízszintes vagy ahhoz nagyon közeli, mert a felülről érkező égboltfény és a visszavert fény alkotta sík közel függőleges. Tehát a perem középső része mindig erősen és (teljesen vagy közel) vízszintesen poláros fényt ver vissza, ami odavonzza az oldalról közeledő bögyölyöket is.



4. ábra Egy fényes fekete merev terelőlapos bögyölycsapda (1B ábra) modelljének (magasság: 20 cm) színes képei és tükröződési-polarizációs mintázatai, melyeket képalkotó polarimetriával mértünk a spektrum zöld (550 nm) tartományában négy különböző irányból (A, B, C, D). Az árnyékban lévő modellt égboltfény világította meg. A 3. sor mintázatainak a kettősfejú nyilak a visszavert fény helyi polarizációjának irányát jelzik. Figure 4. Colour picture, and polarization patterns of a small-scale model (height=20 cm) of the EPPS flight interception trap in Fig. 1B measured by videopolarimetry in the green (550 nm) part of the spectrum for four different directions of view. The model was in shadow and illuminated by skylight. In the 3rd row double-headed arrows show the directions of polarization of reflected light at some places of the trap model.

Egy adott sátoros csapda (1. ábra) polarotaktikus bögölyökre kifejtett vonzó hatását nemcsak a csalitárgy, hanem a sátor külső felszínének polarizáló tulajdonságai is erősen befolyásolják. Ezért mértük a különböző sátoros csapdák kis méretű modelljeinek polarizációs mintázatait. A 4. ábrán a merev fekete lapokból álló bögölycsapda modelljének polarizációs mintázatai láthatók négy eltérő irányból. A fényes fekete felszínnek köszönhetően a függőleges elemek a nézési iránytól függően közepesen vagy erősen poláros fényt vernek vissza (4. ábra középső sora). Mivel a függőleges panelek viszonylag erősen poláros fényt tükröznek bármilyen megvilágítási körülmény között, a polarotaktikus bögölyök vonzásának első feltételét ez a csapda teljesíti. Szemből nézve a csapdára (4A és 4C ábrák 3. sora) a függőleges középső lapok vízszintesen vagy attól csak kicsit eltérő polarizációirányú fényt vernek vissza, azonban oldalról nézve ezekre (4B és 4D ábrák) a visszavert fény polarizációiránya ferde vagy akár függőleges is lehet. Ennek éppen az ellenkezője igaz a csapda két oldalszárnyára. Szemből nézve a csapdára (4A és 4C ábrák) az oldalszárnyak ferdén vagy függőlegesen poláros fényt tükröznek, oldalról nézve viszont (4B és 4D ábrák) vízszintesen vagy attól csak kissé eltérő polarizációirányú fényt vernek vissza. Tehát a csapda általában nem tesz eleget a polarotaktikus bögölyök vonzása második feltételének, mivel nem mindig vízszintesen poláros fényt ver vissza. A csapda vonzerejének mértéke erősen függ attól, hogy a bögöly milyen irányból közelít a csapdához.

Az 5. ábra mutatja a fehér-fekete ponyvájú sátoros csapda (1E ábra) modelljének két különböző irányból mért polarizációs mintázatait. Az iránytól függetlenül a sátor felső, fehér része csak nagyon gyengén poláros ($p < 10\%$) fényt ver vissza, így ez a fehér rész a polarotaktikus bögölyök számára egyáltalán nem vonzó. Az alsó fekete ponyvarész viszont – az anyagától függően – képes gyengén, közepesen vagy erősen poláros fényt is visszaverni, vízszintes vagy ahhoz közeli polarizációiránnyal. Tehát e fekete szoknya vonzó lehet a polarotaktikus bögölyök számára, különösen, ha fényes fekete műanyagból áll. A sátor alatt lógó fényes fekete golyó polarizációs mintázata ugyanolyan, mint a fényes fekete labdáé (3A, 3B és 3E ábrák). Azonban ha magasabbról nézünk a csapdára, akkor a fekete golyó felső része a sátor takarásában van. Ahogy fent már említettük, a golyónak éppen csak a felső kis része az, ami a polarotaktikus bögölyök számára vonzó, ezért, ha ez a rész a sátor takarásában van, akkor a fekete csaligolyó nem lesz vonzó a polarotaktikus bögölyöknek.

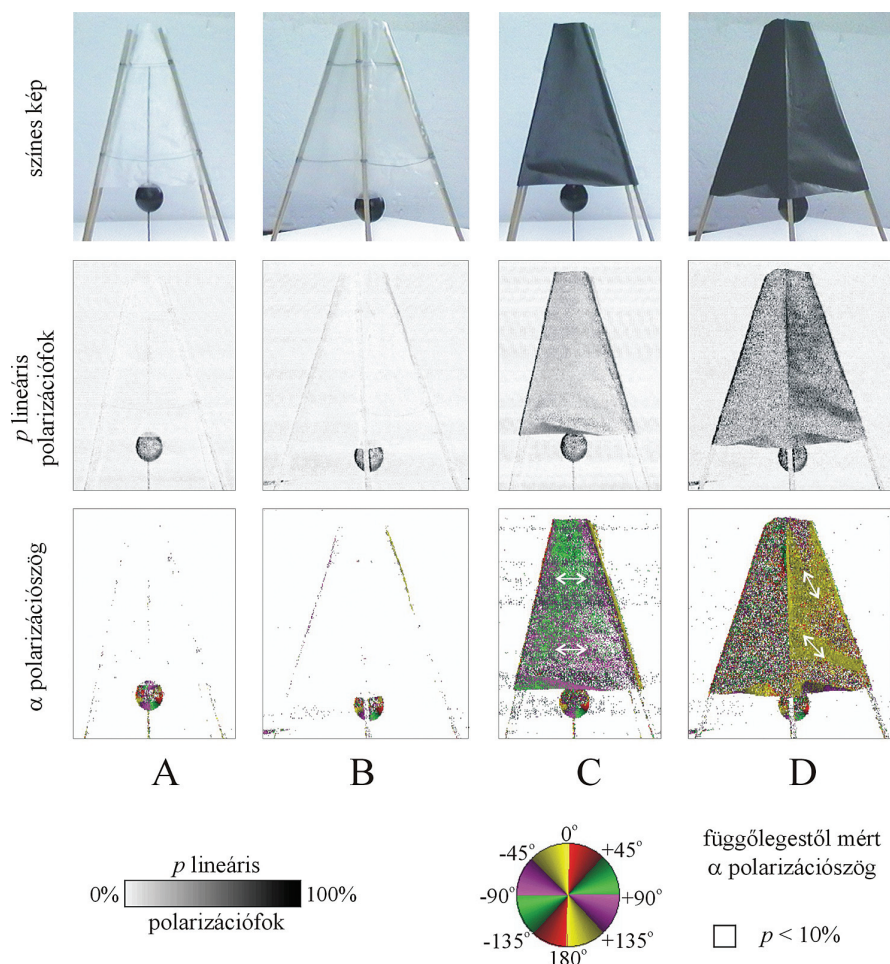


5. ábra Egy fekete-fehér sátoros csapda (1E ábra) modelljének (magasság: 33 cm) színes képei és tükröződési-polarizációs mintázatai, melyeket képalkotó videopolarimetriával mértünk a spektrum zöld (550 nm) tartományában két különböző nézőpontból (A, B). Az árnyékban lévő modellt égboltfény világította meg.

A 3. sor mintázatain a kettősfejű nyilak a visszavert fény helyi polarizációjának irányát jelzik.

Figure 5. Colour picture, and polarization patterns of a small-scale model (height = 33 cm) of the white-black canopy trap in Fig. 1E measured by videopolarimetry in the green (550 nm) part of the spectrum for two different horizontal directions of view (A, B). The model was in shadow and illuminated by skylight.

In the 3rd row double-headed arrows show the directions of polarization of reflected light at some places of the trap model.

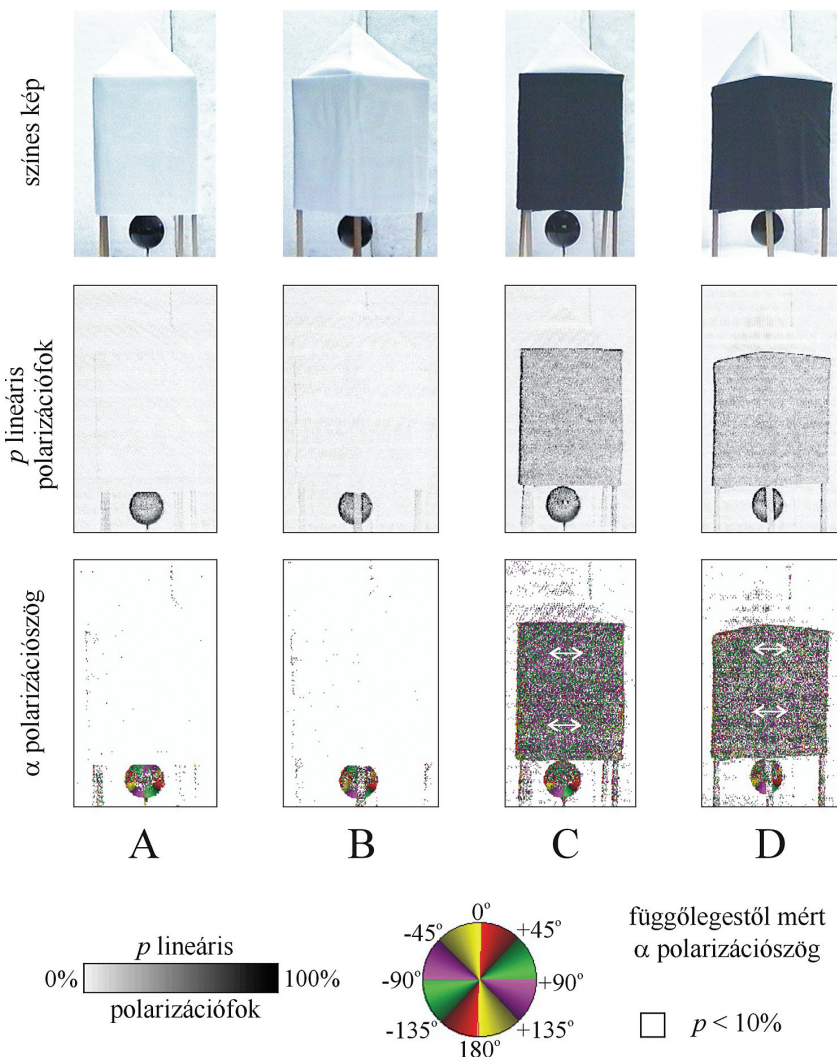


6. ábra Az 1F ábra bögyölycsapda két modelljének (magasság: 32 cm) színes képei és tükröződési-polarizációs mintázatai, melyeket képalkotó polarimetriával mértünk a spektrum zöld (550 nm) tartományában két különböző irányból (A-C, B-D). Az egyik modell sátorja áttetsző fehér műanyag fóliából készült (A, B), míg a másiké átlátszatlan fényes fekete műanyagfóliából (C, D). Az árnyékban lévő modelleket égboltfény világította meg. A 3. sor mintázatainak a kettősfejű nyilak a visszavert fény helyi polarizációjának irányát jelzik.

Figure 6. Colour picture, and polarization patterns of two small-scale models (height = 32 cm) of the trap in Fig. 1F, possessing a canopy composed of transparent white (A,B) and opaque black (C,D) shiny plastic sheet measured by videopolarimetry in the green (550 nm) part of the spectrum for two different horizontal directions of view (A-C, B-D). The models were in shadow and illuminated by skylight. In the 3rd row double-headed arrows show the directions of polarization of reflected light at some places of the trap model.

A 6. ábra az 1F ábra csapdája kicsinyített másának polarizációs mintázatát mutatja. Az átlátszó fényes műanyag fóliából (6A és 6B ábrák), valamint fényes fekete műanyag fóliából (6C és 6D ábrák) készült modellek polarizációs mintázatait két eltérő irányból mértük. Az átlátszó műanyag fólia csak nagyon gyengén poláros fényt ($p < 10\%$) ver vissza (6A és 6B ábrák középső sora), ami a polarotaktikus bögyölyök számára nem vonzó. Egyedül a sátor alatt lógó fényes fekete golyó felső kis része képes erősen és vízszintesen poláros fényt tükrözni, ha nincs a sátor takarásában. A fényes fekete műanyag köpenyű

csapda viszont képes erősen poláros fényt ($p > 70\%$) visszaverni (6C és 6D ábrák középső sora), de a polarotaktikus bögölyöknek csak bizonyos irányokból nézve vonzó, ahonnan nézve a visszavert fény polarizációiránya vízszintes vagy ahhoz közeli, mint például a 6C ábrán. Más irányokból nézve a csapda elveszti a bögölyökre kifejtett vonzókéességét, mert a visszavert fény polarizációiránya ferde vagy akár függőleges is lehet. A fekete golyóról itt is ugyanaz mondható el, mint az előbbi esetben.



7. ábra Mint a 6. ábra, de most az II és 1J ábrán szereplő bögölycsapdák két modelljére (magasság: 35 cm). Az egyik modell sátra fehér vászonzólból készült (A, B), míg a másiké fekete vászonzólból (C, D).

Figure 7. Colour picture, and patterns of the degree of linear polarization p and angle of polarization α (from the vertical) of two small-scale models (height = 35 cm) of the canopy traps in Figs. 1I and 1J, possessing a box composed of white (A,B) and black (C,D) cloth measured by videopolarimetry in the green (550 nm) part of the spectrum for two different horizontal directions of view: front view (A,C), side view (B,D). The models were in shadow and illuminated by skylight. In the 3rd row double-headed arrows show the directions of polarization of reflected light at some places of the trap model.

A 7. ábra egy másik típusú sátoros csapda (II és 1J ábrák) makettjének polarizációs mintázatát mutatja fehér (7A és 7B ábrák), illetve fekete (7C és 7D ábrák) ponyvával, két különböző irányból nézve. Itt gyakorlatilag ugyanaz mondható a polarizációs mintázatokról, mint a 6. ábránál.

Megvitatás

Napjainkban a Manitoba típusú bögölycsapda (1F ábra) a legelterjedtebb, amit a kanadai Manitoba tartományban terveztek és teszteltek először (MUIRHEAD-THOMSON 1991). Ez lényegében egy állványon nyugvó sátor, csúcsán egy rovargyűjtővel. A sátor alá van fölfüggesztve a vizuális csalitárgy, egy fényes fekete gömb (BRACKEN *et al.*, 1962; THORSTEINSON *et al.*, 1965). A csapda ötlete abból a megfigyelésből származott, hogy egy meteorológiai léggömb vonzotta magához a bögölyöket. A Manitoba csapda jó vonzó-képességét már több alkalommal is bizonyították, egyes területeken akár óránként 1000 nőstény bögöly megfogásáról is beszámoltak (Muirhead-Thomson 1991). Muirhead-Thomson (1991) szerint a Manitoba csapda kizárólag a nőstény bögölyöket vonzza.

A Manitoba csapda hatékonyságát már többen összehasonlították más csapdák, mint például a MALAISE csapda vagy gazdaállatok utánzó csapdák hatékonyságával (THOMPSON 1969, THOMPSON és PECHUMAN 1970, THOMPSON és BREGG 1974). HANSENS és társai (1971) a Manitoba csapdát például a függőleges ragadós fekete elemekből álló csapdával vetették össze, amit a Manitoba csapda föltalálása előtt használtak. Későbbi kísérleteikben megváltoztatták a vizuális csalitárgy, a fekete golyó helyzetét, és növelték a méretét. Végül az optimális méretre és magasságra állították be a golyót, és egy fekete műanyag ponyvát tettek köré. A csapda hatékonyságát tovább tudták növelni széndioxid vagy más vegyi anyag alkalmazásával. Terepi kísérletek egy további fontos tényezőre mutattak rá a Manitoba csapdával kapcsolatban. E csapda (1F ábra) és különböző változatai (1G, 1H, 1I és 1J ábrák) képesek voltak az adott területen előforduló bögölyfajokat szelektíven vonzani (MUIRHEAD-THOMSON 1991).

A Manitoba csapda működési mechanizmusának magyarázata így hangzik (<http://www.h-trap.net>): "A bögölyök a közepén lévő fekete labdát tévedésből egy nagy állatnak nézik, és elindulnak felé. Mikor rászállnak a vélt állatra, próbálják megszúrni azt. Miután ez nem sikerül, elszállnak a labdáról. Mivel a bögölyök fölfelé tudnak csak elrepülni, a kúpszerűen megtervezett csapda bevezeti őket a csúcsban lévő gyűjtődobozba, ahonnan már nem tudnak kiszabadulni."

A labda azonban sokkal jobban hasonlítana egy a természetben előforduló nagytestű állatra, ha a felszíne nem fényes, hanem matt lenne, de az összes létező Manitoba típusú csapdánál (1F – 1J ábrák) a vizuális csalitárgyként alkalmazott labda felszíne fényes. Úgy tűnik tehát, hogy ennek nagy jelentősége van. Kutatásaink alapján azt feltételezzük, hogy egy fényes labda hatékonyabban vonzza a polarotaktikus bögölyöket, mint egy matt felszínű, mert nagyobb polarizációfokú fényt ver vissza. HORVÁTH és társai (2008) kimutatták, hogy egy fényes fekete tesztfelület statisztikusan szignifikánsan több bögölyt vonz magához, mint egy matt fekete.

A bögölyök pozitív polarotaxisának felfedezése után (HORVÁTH *et al.* 2008) egy új lehetőség adódott a Manitoba csapda hatékonyságának növelésére: Lecserélve a csalitárgyként működő fényes fekete labdát egy vízszintes lapos fényes fekete csonka-kúppal

(2. ábra), maximalizálódik a csalitárgy azon felülete, ami erősen és vízszintesen poláros fényt ver vissza, amint azt képalkotó polarimetriával kimutattuk (3. ábra). A hatékonyság jelentős növekedését a fényes fekete golyóhoz és tóruszhoz képest választásos kísérletekkel igazoltuk (1-2. táblázat).

Egy csalitárgy annál vonzóbb a polarotaktikus bögölyöknek, (1) minél nagyobb a róla visszavert fény polarizációfoka, és (2) minél kevésbé tér el a vízszintestől a visszavert fény polarizációiránya. Mindezen feltételeknek eleget tesz egy sima felszínű (fényes) fekete vízszintes felület, ahogy ezt a 3. ábra is mutatja. A megvilágítástól függetlenül, a vízszintes fényes fekete korong minden pontja nagy polarizációfokú fényt ver vissza, a polarizációirány pedig mindig vízszintes. Ugyanez már nem mondható el a fényes fekete labdáról, mert a labdafelület legnagyobb része ferdén vagy függőlegesen poláros fényt ver vissza. Ez jól látszik a 3A, 3B és 3E ábrákon. Az ilyen ferdén vagy függőlegesen poláros fény nem vonzza a bögölyöket.

Ahhoz hogy a csalitárgy vonzóbb legyen a polarotaktikus bögölyök számára, célszerű az elterjedten használt fényes fekete golyó helyett vízszintes fényes fekete korongot alkalmazni. Ha egy adott felületű fényes fekete anyagból csalitárgyat, például egy golyót vagy egy vízszintes lemezt készítünk, akkor az utóbbi sokkal hatékonyabb lesz, mert annak a teljes felülete vonzó a polarotaktikus bögölyöknek, míg a golyónak csak egy kis felső része vonzó. Jóllehet a 2. kísérletben a három csalitárgy felszíne gyakorlatilag ugyanakkora volt, a vízszintesen poláros fényt visszaverő terület a lapos korong esetében sokkal nagyobb volt, mint a másik két tárgy, a tórusz vagy a golyó esetében, miáltal a lapos felület sokkal vonzóbb volt a bögölyök számára, mint a másik kettő. Ez az oka annak, hogy az 1. és 2. kísérletben a vízszintes fényes fekete lemez több bögölyt vonzott, mint a fekete labda vagy tórusz.

Az előbbi fizikai megfontolások alapján azt tételeztük föl, hogy egy vízszintes fényes fekete felület több polarotaktikus bögölyt fog magához vonzani, mint egy vele azonos felületű fényes fekete labda. Hogy ezt a jóslatot ellenőrizzük, végrehajtottuk az 1. kísérletet, amiben két azonos felületű fényes fekete csalitárgy, egy vízszintes műanyag lap és egy labda bögölyvonzását tanulmányoztuk. A kísérlet eredménye (1. táblázat) alátámasztotta a fizikai előrejelzéseket.

Az 1. kísérletben nem lehet kizárni az úgynevezett pszeudoreplikáció lehetőségét, mert ugyanaz a bögöly többször is rászállhat a vizsgált felületre. Ezért szükséges volt elvégezni a 2. kísérletet is. Ebben a három egyenlő felszínű csalitárgy (vízszintes lap, labda és tórusz) minden rovat megfogott, ami csak megérintette a ragacos felületét. A 2. kísérlet eredménye gyakorlatilag megegyezett az 1. kísérletével: a vízszintes fényes fekete lap sokkal vonzóbb volt a bögölyöknek, mint a fényes fekete labda és tórusz, melyek a laphoz képest gyakorlatilag egyáltalán nem voltak vonzóak. Ez az eredmény szintén megerősíti a polarizációs mérésekből következő előrejelzéseket.

A 2. kísérletben nagy távolságból nézve a vízszintes négyzet alakú lapra, az $a^2 = 2809 \text{ cm}^2$ tesztfelület kisebbnek látszik a perspektíva miatt. Hasonlóan, a távolságtól és a horizonthoz képesti magasságtól függően a fényes fekete tórusz látszólagos felülete $\pi r^2 + 4rR = 338 \text{ cm}^2$ (teljesen oldalról nézve) és $4\pi rR = 905 \text{ cm}^2$ (pont fölülről nézve) között változik. A fényes fekete labda látszólagos felülete független attól, hogy honnan nézzük, az mindig $r^2\pi = 707 \text{ cm}^2$. Ezért, habár a négyzetlapnak ($a^2 = 2809 \text{ cm}^2$), a labdának ($4\pi r^2 = 2827 \text{ cm}^2$) és a tórusznak ($4\pi^2 Rr = 2842 \text{ cm}^2$) a felülete gyakorlatilag azonos, látszólagos nagyságuk (A_{eff}) a következők szerint változhat: $0 \leq A_{\text{eff}}(\text{négyzet}) \leq 2809 \text{ cm}^2$

$= A_{\max}(\text{négyzet}), A_{\text{eff}}(\text{labda}) = \text{állandó} = 707 \text{ cm}^2, A_{\min}(\text{tórusz}) = 338 \text{ cm}^2 \leq A_{\text{eff}}(\text{tórusz}) \leq 905 \text{ cm}^2 = A_{\max}(\text{tórusz})$. A lehetséges felületek szélsőértékei között fennáll az $A_{\max}(\text{négyzet}) \approx 4.0 \cdot A_{\text{eff}}(\text{labda}) \approx 8.3 \cdot A_{\min}(\text{tórusz}) \approx 3.1 \cdot A_{\max}(\text{tórusz})$ összefüggés. Ezeket figyelembe véve a labda és a tórusz által vonzott bögölyök számát (N) a következőképpen kell normálni:

$$N_{\text{norm}}(\text{labda}) = N(\text{labda}) \cdot \frac{A_{\max}(\text{négyzet})}{A_{\text{eff}}(\text{négyzet})} \approx 4,$$

$$N_{\text{norm}}(\text{tórusz})_{\max} = N(\text{tórusz}) \cdot \frac{A_{\max}(\text{négyzet})}{A_{\min}(\text{tórusz})} \approx 33,$$

$$N_{\text{norm}}(\text{tórusz})_{\min} = N(\text{tórusz}) \cdot \frac{A_{\max}(\text{négyzet})}{A_{\max}(\text{tórusz})} \approx 12,$$

$$N_{\text{norm}}(\text{tórusz}) = \frac{N(\text{tórusz})_{\min} + N(\text{tórusz})_{\max}}{2} \approx 23.$$

Figyelembe véve tehát a 2. kísérletben használt felületek látszólagos nagyságát, a labda várhatóan 4, a tórusz pedig 23 bögölyt fogott volna, ha a négyzetlapéval azonos látszólagos felülettel rendelkezett volna. Mivel $120 \gg 23 \gg 4$, a következtetésünk továbbra is igaz: a vízszintes fényes fekete lap egységnyi felülete sokkal vonzóbb a bögölyök számára, mint a fényes fekete labda vagy tórusz ugyanakkora felülete.

Polarimetriás méréseinkhez az 1. ábrán látható bögölycsapdák kicsinyített makettjeit használtuk (4–7. ábrák), mivel az eredeti csapdákat nem állt módunkban beszerezni. Ez azonban nem jelentett komoly problémát, mert a maketteket az eredetivel megegyező anyagokból építettük, továbbá a makettek formája és szerkezete is az eredeti csapdákéval volt teljesen azonos.

Ha a csapdák sátorja fényes fekete anyagból készül, akkor képesek vízszintesen poláros fényt visszaverni a nézési iránytól és a felület dőlésszögétől függően kisebb vagy nagyobb polarizációfokkal (4–7. ábrák). Ez a vizuális jel képes a polarotaktikus bögölyöket odacsalni és elérni, hogy a bögölyök a sátor külső felszínére szálljanak. Miután fölismerik, hogy a sátor nem víz, gazdaállat vagy petőzésre alkalmas hely, elrepülnek, de később visszatérhetnek és újra rászállhatnak a sátorra vagy a sátor alatt lévő csalitárgyra. A bögölyöknek a sátor alá kellene beropulniuk, nem pedig a sátor külső felszínére ahhoz, hogy azután a pozitív fototaxisuk és/vagy az ott lévő vonzó vegyi anyag hatására fölfelé repüljenek a gyűjtő edénybe, és ott csapdázódjanak. Ezért, ha a fekete sátor külső felszínének polarizációs jele túl erős a vizuális tárgy jeléhez képest, akkor az lerontja a csapda hatékonyságát. Ekkor a következő furcsa helyzet áll elő: egyrészt a sátor felszínének erős polarizációs jele növeli a csapda vizuális vonzókéességét, másrészt viszont pont ez a megnövekedett vonzerő rontja le a csapdába ejtés hatékonyságát, mert akadályozza a bögölyöket, hogy beropuljenek a sátor alá. E probléma csak azon csapdáknál nem fordul elő, melyek külső felszíne nem ver vissza erősen és vízszintesen poláros fényt, csak a csalitárgya. A jövőben fontos lenne tanulmányozni, hogy a fényes fekete satorfelszín polarizációs jele miként hat a csapda hatékonyságára, rontja, vagy növeli azt.

Köszönetnyilvánítás

Munkánkat az OTKA (K-6846) és az EU 7. Keretprogramja (TabaNOid: Trap for the Novel Control of Horse-flies on Open-air Fields. No. 232366, Research for the Benefit of Small and Medium Enterprises) támogatta. Hálás köszönetünket fejezzük ki Horváth Jánosnak és Horváthné Fischer Máriának a kiskunhalasi kutatásainkhoz nyújtott logisztikai segítségükért.

Irodalom

- BERNÁTH B., SZEDENICS G., MOLNÁR G., KRISKA GY., HORVÁTH G. 2001a: Visual ecological impact of „shiny black anthropogenic products” on aquatic insects: oil reservoirs and plastic sheets as polarized traps for insects associated with water. *Archives of Nature Conservation and Landscape Research* 40: 87–107.
- BERNÁTH B., SZEDENICS G., MOLNÁR G., KRISKA GY., HORVÁTH G. 2001b: Visual ecological impact of a peculiar waste oil lake on the avifauna: dual-choice field experiments with water-seeking birds using huge shiny black and white plastic sheet. *Archives of Nature Conservation and Landscape Research* 40: 1–28.
- BERNÁTH B., KRISKA GY., SUHAI B., HORVÁTH G. 2008a: Wagtails (Aves: Motacillidae) as insect indicators on plastic sheets attracting polarotactic aquatic insects. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 54: 145–155.
- BERNÁTH B., HORVÁTH G., GÁL J., FEKETE G., MEYER-ROCHOW V. B. 2008b: Polarized light and oviposition site selection in the yellow fever mosquito: No evidence for positive polarotaxis in *Aedes aegypti*. *Vision Research* 48: 1449–1455.
- BRACKEN G. K., HANES W., THORSTEINSON A. J. 1962: The orientation of horse flies and deer flies (Tabanidae: Diptera). II. The role of some visual factors in the attractiveness of decoy silhouettes. *Canadian Journal of Zoology* 40: 689–695.
- CATTS E. P. 1970: A canopy trap for collecting Tabanidae. *Mosquito News* 30: 472–474.
- CSABAI Z., BODA P., BERNÁTH B., KRISKA G., HORVÁTH G. 2006: A ‘polarisation sun-dial’ dictates the optimal time of day for dispersal by flying aquatic insects. *Freshwater Biology* 51: 1341–1350.
- FOIL L. D. 1989: Tabanids as vectors of disease agents. *Parasitology Today* 5: 88–96.
- GRESSITT J. C. L., GRESSITT M. K. 1962: An improved Malaise trap. *Pacific Insects* 4: 87–90.
- HALL M. J. R., FARKAS R., CHAINÉY J. E. 1998: Use of odour-baited sticky boards to trap tabanid flies and investigate repellents. *Medical and Veterinary Entomology* 12: 241–245.
- HANSENS E. J., BOSLER E. M., ROBINSON J. W. 1971: Use of traps for study and control of saltmarsh greenhead flies. *Journal of Economical Entomology* 64: 1481–1486.
- HAYAKAWA H. 1980: Biological studies on *Tabanus iyoensis* group of Japan, with special reference to their blood-sucking habits (Diptera, Tabanidae). *Bulletin of the Tohoku Natural and Agricultural Experimental Station* 62: 131–321.
- HORVÁTH G., VARJÚ D. 1997: Polarization pattern of freshwater habitats recorded by video polarimetry in red, green and blue spectral ranges and its relevance for water detection by aquatic insects. *Journal of Experimental Biology* 200: 1155–1163.
- HORVÁTH G., VARJÚ D. 2004: *Polarized Light in Animal Vision – Polarization Patterns in Nature*. Springer-Verlag, Heidelberg – Berlin – New York.
- HORVÁTH G., MALIK P., KRISKA G., WILDERMUTH H. 2007: Ecological traps for dragonflies in a cemetery: the attraction of *Sympetrum* species (Odonata: Libellulidae) by horizontally polarizing black gravestones. *Freshwater Biology* 52: 1700–1709.
- HORVÁTH G., KRISKA G., 2008: Polarization vision in aquatic insects and ecological traps for polarotactic insects. In: *Aquatic Insects: Challenges to Populations*. In: LANCASTER, J. AND BRIERS, R. A. (eds.): CAB International Publishing, Wallingford, Oxon, UK, Chapter 11, pp. 204–229.
- HORVÁTH G., MAJER J., HORVÁTH L., SZIVÁK I., KRISKA G. 2008: Ventral polarization vision in tabanids: horseflies and deerflies (Diptera: Tabanidae) are attracted to horizontally polarized light. *Naturwissenschaften* 95: 1093–1100.
- HORVÁTH G., KRISKA G., MALIK P., ROBERTSON B. 2009: Polarized light pollution: a new kind of ecological photopollution. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 315–327.
- HRRIBAR L. J., LEPRINCE D. J., FOIL L. D. 1992: Ammonia as an attractant for adult *Hybomitra lasiophthalma* (Diptera: Tabanidae). *Journal of Medical Entomology* 29: 346–348.

- KNIEPERT F. W. VON 1979: Eine leistungsfähige Methode zum Fang Männlicher Bremsen (*Diptera, Tabanidae*). Zeitschrift für Angewandte Entomologie 88: 88–90.
- KRISKA GY., HORVÁTH G., ANDRIKOVICS S. 1998: Why do mayflies lay their eggs en masse on dry asphalt roads? Water-imitating polarized light reflected from asphalt attracts Ephemeroptera. Journal of Experimental Biology 200: 2273–2286.
- KRISKA G., CSABAI Z., BODA P., MALIK P., HORVÁTH G. 2006: Why do red and dark-coloured cars lure aquatic insects? The attraction of water insects to car paintwork explained by reflection-polarization signals. Proceedings of the Royal Society B 273: 1667–1671.
- KRISKA GY., MALIK P., CSABAI Z., HORVÁTH G. 2006: Why do highly polarizing black burnt-up stubble-fields not attract aquatic insects? An exception proving the rule. Vision Research 46: 4382–4386.
- KRISKA G., BERNÁTH B., HORVÁTH G. 2007: Positive polarotaxis in a mayfly that never leaves the water surface: polarotactic water detection in *Palingenia longicauda* (Ephemeroptera). Naturwissenschaften 94: 148–154.
- KRISKA G., MALIK P., SZIVÁK I., HORVÁTH G. 2008: Glass buildings on river banks as “polarized light traps” for mass-swarming polarotactic caddis flies. Naturwissenschaften 95: 461–467.
- KRISKA GY., MAJER J., HORVÁTH L., SZIVÁK I., HORVÁTH G. 2008a: Polarotaxis in tabanid flies and its practical significance. Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica 18: 101–108.
- KRISKA GY., BARTA A., SUHAI B., BERNÁTH B., HORVÁTH G. 2008b: Do brown pelicans mistake asphalt roads for water in deserts? Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae 54: 157–165.
- KRISKA G., BERNÁTH B., FARKAS R., HORVÁTH G. 2009: Degrees of polarization of reflected light eliciting polarotaxis in dragonflies (*Odonata*), mayflies (*Ephemeroptera*) and tabanid flies (*Tabanidae*). Journal of Insect Physiology (in press)
- LEHANE M. J. 2005: The Biology of Blood-Sucking in Insects. 2nd edition, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- LUGER S. W. 1990: Lyme disease transmitted by a biting fly. New England Journal of Medicine 322: 1752–1759.
- MAAT-BLEEKER F., BRONSWIJK VAN J. E. M. H. 1995: Allergic reactions caused by bites from blood-sucking insects of the Tabanidae family, species *Haematopota pluvialis* (L.). [abstract]. Allergy 50 (Supplement 26): 388
- MAJER J. 1987: Tabanids – Tabanidae. In: *Fauna Hungariae*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 14: 1–57.
- MALASE R. 1937: A new insect-trap. Entomologisk Tidskrift Stockholm 58: 148–160.
- MALIK P., HEGEDŰS R., KRISKA G., HORVÁTH G. 2008: Imaging polarimetry of glass buildings: Why do vertical glass surfaces attract polarotactic insects? Applied Optics 47: 4361–4374.
- MIHOK S. 2002: The development of a multipurpose trap (the Nzi) for tsetse and other biting flies. Bulletin of Entomological Research 92: 385–403.
- MIZERA F., BERNÁTH B., KRISKA GY., HORVÁTH G. 2001: Stereo Videopolarimetry: Measuring and Visualizing Polarization Patterns in Three Dimensions. Journal of Imaging Science and Technology 45: 393–399.
- MOORE T. R., SLOSSER J. E., COCKE J., NEWTON W. H. 1996: Effect of trap design and color in evaluating activity of *Tabanus abactor* Philip in Texas rolling plains habitat. Southwestern Entomologist 21: 1–11.
- MUIRHEAD-THOMSON R. C. 1991: *Trap Responses of Flying Insects: The Influence of Trap Design on Capture Efficiency*. Academic Press, Harcourt Brace Jovanovich Publishers, London – New York.
- RAHMAN A. H. A. 2005: Observations on the trypanosomosis problem outside the tsetse belts of Sudan. Rev. Sci. Tech. Off. Int. Epiz. 24: 965–972.
- ROBERTS R. H. 1977: Attractancy of two black decoys and CO₂ to tabanids (Diptera: Tabanidae). Mosquito News 37: 169–172.
- SASAKI H. 2001: Comparison of capturing tabanid flies (Diptera: Tabanidae) by five different color traps in the fields. Applied Entomology and Zoology 36: 515–519.
- THOMPSON P. H. 1969: Collecting methods for Tabanidae. Annales of the Entomological Society of America 62: 50–57.
- THOMPSON P. H., PECHUMAN L. L. 1970: Sampling populations of *Tabanus quinquevittatus* about horses in New Jersey, with notes on the identity and ecology. Journal of Economical Entomology 63: 151–155.
- THOMPSON P. H., BREGG E. J. 1974: Structural modifications and performance of the modified animal trap and the modified Manitoba trap for collection of Tabanidae (Diptera). Proceedings of the Entomological Society of Washington 76: 119–122.
- THORSTEINSON A. J., BRACKEN G. K., HANEC W. 1965: The orientation behaviour of horse-flies and deer-flies (Tabanidae: Diptera). III. The use of traps in the study of orientation of tabanids in the field. Entomologia Experimentalis et Applicata 8: 189–192.

- THORSTEINSON A. J., BRACKEN G. K., HANEC W. 1965: The orientation behaviour of horseflies and deerflies (Tabanidae: Diptera). III. The use of traps in the study of orientation of tabanids in the field. *Entomologia experimentalis et applicata* 8: 189–192.
- THORSTEINSON A. J., BRACKEN G. K., TOSTAWARYK W. 1966: The orientation behaviour of horseflies and deerflies (Tabanidae: Diptera). VI. The influence of the number of reflecting surfaces on attractiveness to tabanids of glossy black polyhedra. *Canadian Journal of Zoology* 44: 275–279.
- VEER V., PARASHAR B. D., PRAKASH S. 2002: Tabanid and muscoid haematophagous flies, vectors of trypanosomiasis of surra disease in wild animals and livestock in Nandankanan Biological Park, Bhubaneswar (Orissa, India). *Current Science* 82: 500–503.
- WALL W. J., DOANE O. W. 1980: Large scale use of box traps to study and control saltmarsh greenhead flies (Diptera: Tabanidae) on Cape Cod, Massachusetts. *Environmental Entomology* 9: 371–375.
- WILDERMUTH H. 1998: Dragonflies recognize the water of rendezvous and oviposition sites by horizontally polarized light: a behavioural field test. *Naturwissenschaften* 85: 297–302.
- WILDERMUTH H. 2007: Polarotaktische Reaktionen von *Coenagrion puella* und *Libellula quadrimaculata* auf Erdbeerulturen als ökologische Falle (Odonata: Coenagrionidae, Libellulidae). *Libellula* 26: 143–150.
- WILDERMUTH H., HORVÁTH G. 2005: Visual deception of a male *Libellula depressa* by the shiny surface of a parked car (Odonata: Libellulidae). *International Journal of Odonatology* 8: 97–105.
- WILSON B. H., TUGWELL N. P., BURNS E. C. 1966: Attraction of tabanids to traps baited with dry-ice under field conditions in Louisiana. *Journal of Medical Entomology* 3: 148–149.

POLARIZATION CHARACTERISTICS AND ATTRACTION EFFICIENCY OF CONVENTIONAL CANOPY TRAPS AND A NEW TRAP BASED ON TABANID POLAROTAXIS

M. BLAHÓ

Eötvös University, Physical Institute, Department of Biological Physics, Biooptics Laboratory
e-mail: majk12000@gmail.com

Keywords: tabanid fly, Tabanidae, tabanid traps, polarization vision, polarotaxis, polarimetry

Tabanid flies can cause severe problems for humans and animals because of the diseases vectored by the haematophagous females when sucking blood from vertebrates. To catch tabanids, several different traps have been developed, many of them attracting tabanids visually by shiny black objects and/or surfaces. It is believed that such black structures may imitate the dark silhouette of the host animal, and their flapping in the wind might mimic the motion of the host. Although the most frequently used visual target is a shiny black ball, the reason for its attractivity is unclear. If the exact cause(s) of this attractivity could be revealed, the attraction of the visual target of tabanid traps could be improved. The recent discovery of positive polarotaxis (i.e. attraction to horizontally polarized light) in tabanids puts the phenomenon in a new light. This polarotactic behaviour can be used to develop new tabanid traps. Based on our observation that tabanids are attracted to horizontal polished black gravestones, we present here a new polarization canopy trap. The visual target of the new trap is a horizontal shiny black disk with a narrow shiny black skirt near the ground level. Using videopolarimetry, we measured the reflection-polarization characteristics of this new visual target, and compared them with those of a shiny black sphere and torus. In choice experiments in the field we demonstrated that our new visual target is much more attractive to tabanids than the black sphere and torus. We showed that the reason for the very high attractiveness of the new visual target is that it reflects much larger amount of horizontally polarized light than the conventional black target ball. We also measured and compared the reflection-polarization characteristics of small-scale models of some conventional canopy traps. Taking into consideration the amount of horizontally polarized light reflected from these traps, we revisited the causes of their attraction to tabanids.

A KOPPÁNYMONOSTORI-SZIGET KIALAKULÁSA ÉS TÁJTÖRTÉNETE

¹ÁDÁM Szilvia, ¹PENKSZA Károly, ¹MALATINSZKY Ákos, ²CSONTOS Péter

¹Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: sargabogar@gmail.com

²MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézete, 1022 Budapest, Herman O. út 15.
MTA-ELTE Elméleti Biológiai és Ökológiai Kutatócsoport
1117 Budapest, Pázmány P. stny. 1/c; e-mail: cspeter@ludens.elte.hu

Kulcsszavak: Duna, sziget, ártéri erdő, hullámtér, térkép

Összefoglalás: A dunai szigetek mai képeinek kialakulásában nagy szerepet játszottak a 19. század végén lezajlott folyószabályozási munkálatok, mellékág-lezárások, ármentesítések, amelyeknek következtében a mellékágakban a víz folyása lelassult, a szállított hordalék folyamatosan lerakódott, s így megkezdődött egy dinamikus feltöltődési folyamat, amely a mellékágak folyamatos feliszapolódását eredményezte. Ennek következtében, a nyári hónapokban a főmedertől leválasztott mellékágak néhol teljesen kiszáradnak, felgyorsítva ezzel a szukcessziós változásokat, utat engedve az inváziós fajok terjedésének.

Így történt ez a Komárom város nyugati partjánál elhelyezkedő Koppánymonostori-sziget esetében is. A régi katonai térképek az 1780-as években egy nagyobb és három kisebb szigetet ábrázolnak, egységesen erdőborítással, később két szigeten az erdőt letermelték, s helyén mocsaras foltokkal tarkított rét jött létre. A sziget életében bekövetkezett legnagyobb változások a 1800-as évek második felére tehetőek, amikor partját sok helyen kőszórásokkal szegélyezték, a kisebb szigeteket a nagyhoz csatolták, s a mellékágat kőgáttal leválasztották a főmedertől. Ekkortájt a kis szigetek felszínborítása a szukcesszió előrehaladtával főként erdő volt, egyedül a nagy sziget keleti és középső részein figyelhető meg kaszálórét, s két foltban ártéri gyümölcsös.

Összességében a koppánymonostori szakaszon a Duna régebben még önmaga alakította dinamikusan saját medrét, s egy kisebb meanderkanyarulat után, a helyi lassabb folyás eredményeképpen rakta le a sziget alapjait, amely a 19. századi folyószabályozásokig folyamatosan változott. Azóta a hajózás érdekében a partokat mesterséges kőszórásokkal szegélyezték, egyes átalakulási, feltöltődési folyamatok, így a szukcessziós változások is felgyorsultak. A szabályozási munkálatok, kőszórások, gátak miatt ezen a Duna szakaszon újabb szigetek születése lehetetlenné vált, így a mára oly ritkaságnak számító ártéri élőhelyek megőrzése kiemelt természetvédelmi feladat.

Bevezetés

Hazánk a Kárpát-medence hegyvonulataiból érkező folyók bő vizének köszönhetően felszíni vizekben gazdag ország. Magyarország és Közép-Európa leghosszabb folyója a Duna, azonban Európában mára kevés helyen mutatja egy duzzasztástól mentes, természetes állapotú és értékeit máig megőrző folyó képét, amelynek legnagyobb értékét a természetes élőhelyek adják. Nem véletlen, hogy két nemzeti parkot és több tájvédelmi körzetet, természetvédelmi területet hoztak létre a folyó menti élőhelyek megőrzése és védelme érdekében. Európai szinten a Natura 2000 természetvédelmi hálózatnak a teljes magyarországi Duna szakasz (kivéve Budapest) része és a Nemzeti Ökológiai Hálózaton belül a legtermészetesebb állapotokra utaló magterületek, valamint az ökológiai folyosók kategóriája szintén az egész hazai szakaszt lefedi. Minden folyónak a természeti környezetét nagymértékben meghatározza, hogy éppen milyen az adott terület esése, a folyamszakasz jellege. Béctől nyugatra egyértelmű a felső szakasz jelleg, szakértők szerint a Pilitől keletre/délre sem különösen vitatott az alsó szakasz jelleg, azonban Bécs és Visegrád között a közép és alsó szakasz jellegek kisebb szakaszonként váltakoznak (FLEISCHER 2008). Ezt

tájtörténeti szempontból a szigetek kialakulásának tanulmányozásánál fontos figyelembe venni, mert ettől függ, hogy a folyó a felesleges energiakészletét mennyiben használja fel hordalékfelvételre, -szállításra, -lerakásra, hogyan és milyen mértékben alakítja, változtatja medrét és környezetét. Ez az állandó, dinamikus sziget-, part- és mederváltozás, alakulás a hazai Duna szakasz egészére jellemző volt a 19. század második feléig, azonban az akkor bekövetkező folyószabályozások eredményeképpen mára az új szigetek kialakulása, újabb élőhelyek születése a szabályozott szakaszokon lehetetlenné vált.

A Duna árterét, elsősorban növényvilágát a 19. század elejétől vizsgálják. TÓTH (2001) a Neszmély és Süttő közötti Duna szakasz árterületeinek tájtörténetét és botanikáját tárta fel. A kisalföldi, főként a Szigetközben található szakaszt elsők között ZÓLYOMI (1934, 1937) tanulmányozta, szintén botanikai szempontból. A Duna-völgy kialakulásáról PÉCSI (1957) ír, majd a későbbiekben az észak-nyugati Duna szakasz növényvilágát KÁRPÁTI (1958) és KEVEY (1993, 1998, 2004) kutatták, de mindezen irodalmakban konkrétan a Koppánymonostori-szigetről nem esik szó. Dunai szigetekről és mellékágaikról készült rövid összefoglalókra eddig csak pályázatok keretében volt példa (GATE-KTI, BOKU-IWHW 1995/96; VITUKI et al., 2007), amely tanulmányok tájtörténeti szempontból az anyag teljes terjedelme, valamint készítésének célja miatt sem volt a Koppánymonostori-sziget esetében mélyreható.

Anyag és módszer

A Koppánymonostori-sziget a Duna 1775,6 és 1771,8 folyamkilométere között helyezkedik el, a szlovák-magyar határfolyói szakaszon, Komárom központjától nyugatra, a Koppánymonostor nevű városrész dunai partjához közel.

Növényföldrajzi szempontból a sziget a Pannóniai Flóratartomány, Alföld (Eupannonicum) flóravidékén belül a Kisalföld (Arrabonicum) flórajáráshoz tartozik, amely jellegének kialakításában döntően szerepet játszanak a Duna árterén sok hegynyelvi elemet rejtő ártéri ligeterdők.

A Koppánymonostori-sziget tengerszint feletti magassága 108 és 110 m között változik. A Duna ezen szakaszán évente két nagyobb árhullám figyelhető meg, a kisebb kora tavaszi (április-május) „jegesár”, amelyet a folyó menti alacsonyabb fekvésű vidékek hóolvadása okoz, s a nagyobb kora nyári (június) „zöldár”, amit a magashegységek hóolvadása és a nagymennyiségű lehulló csapadék idéz elő. Néha harmadikként a kora őszi nagy esőzések miatt is lehet számolni egy hirtelen jövő gyorsan levonuló árhullámmal.

A Koppánymonostori-sziget a környékbeli Duna szigetek közül a nagyobbak közé sorolható. A sziget hossza 3,5 km, szélessége átlagosan 150–350 m, teljes területe megközelítőleg 87 hektár.

A Koppánymonostori-sziget és a Duna-part 1992 óta helyi védettséget élvez, amelynek egyik fő oka a szigeten található ivóvízbázis 16 darab parti szűrésű vízkitermelő kútja és annak hidrogeológiai védőterületei.

A sziget mai természeti állapotának részletes megismeréséhez, megértéséhez és értékeléséhez elengedhetetlenül hozzátartozik a terület múltjának ismerete, az elmúlt több száz év során bekövetkezett természeti és gazdasági változások, azok összefüggései, amelyek mind-mind nagymértékben befolyásolták a sziget mai képének kialakulását.

A sziget létrejöttének és tájtörténetének vizsgálatához főként a Hadtörténeti Intézet és Múzeum térképtárában megtalált különböző méretarányú katonai felvételeket és azok helyesbített változatait használtuk fel. Segítségünkre volt a Föld-mérési és Távérzékelési Intézetből származó a területről készült 2005-ös légifotó is. Koppánymonostor városrész múltjának megismeréséhez könyvtárak irodalmi forrásait, valamint helyi lakosok szóbeli közléseit is felhasználtuk.

Eredmények

A 18. századot megelőző időkből származó térképek kis felbontása és pontatlansága nem teszi lehetővé, hogy a ma közel 87 hektár területű Koppánymonostori-sziget vagy annak csak a helye, a korai térképeken azonosítható legyen. Így nem lehet egyértelműen bizonyítani a sziget létezését vagy nem létezését sem az első Pannóniát ábrázoló 16. század elején Lázár deák által készített, Lazarus néven ismert térkép (1. ábra) elemzése során, sem a későbbi, 1600-as évek során készült Duna térképek alapján (2. ábra).



1. ábra Lazarus térkép részlete XVI. század (kb. a mai Magyarország északi Duna szakasza)

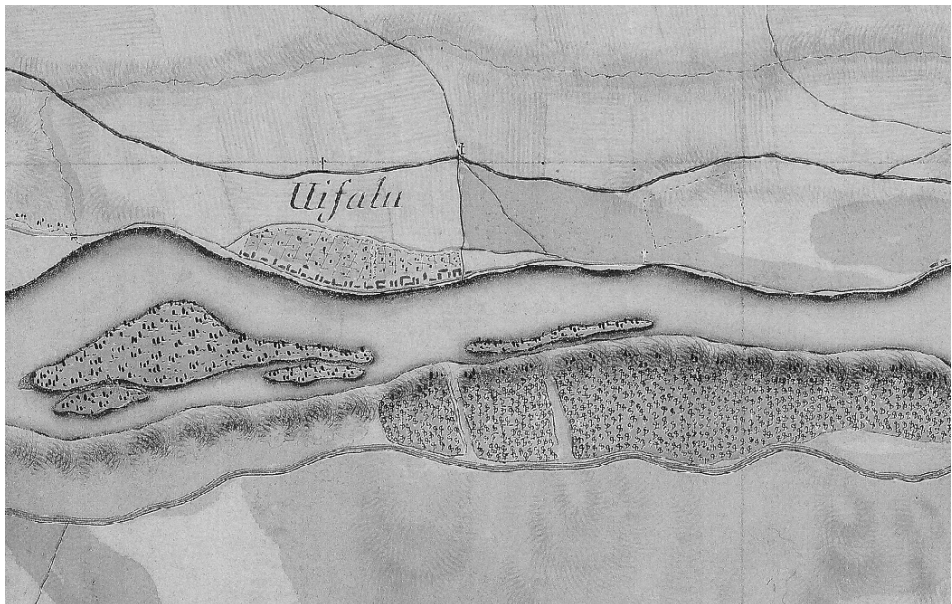
Figure 1. Lazarus map, XVI. century (north-western Danube part in Hungary)

Az első térkép, amelyen egyértelműen sikerült megtalálni a Koppánymonostori-szigetet az 1782–1785 között készült I. számú katonai felvétel (3. ábra). Az eredetileg 1:28 800 méretarányú térképen egy nagyobb méretű és három kicsi sziget látható. Mind a négy szigetet egységesen erdővel borítottnak jelölték. Ezen a térképen megfigyelhető még, hogy a Duna folyásiránya szerinti jobb partján szőlőültetvények találhatóak. Ezt irodalmi források is megemlítik, s helyiek elmondása szerint a török időkben elnéptelenedett környék csak az 1740-es évektől kezdődően népesült be újra, amikor a módosabb komáromi gazdák szőlőskerteket telepítettek, illetve présházakat építettek.



2. ábra Duna térkép részlete 1690

Figure 2. Danube map 1690

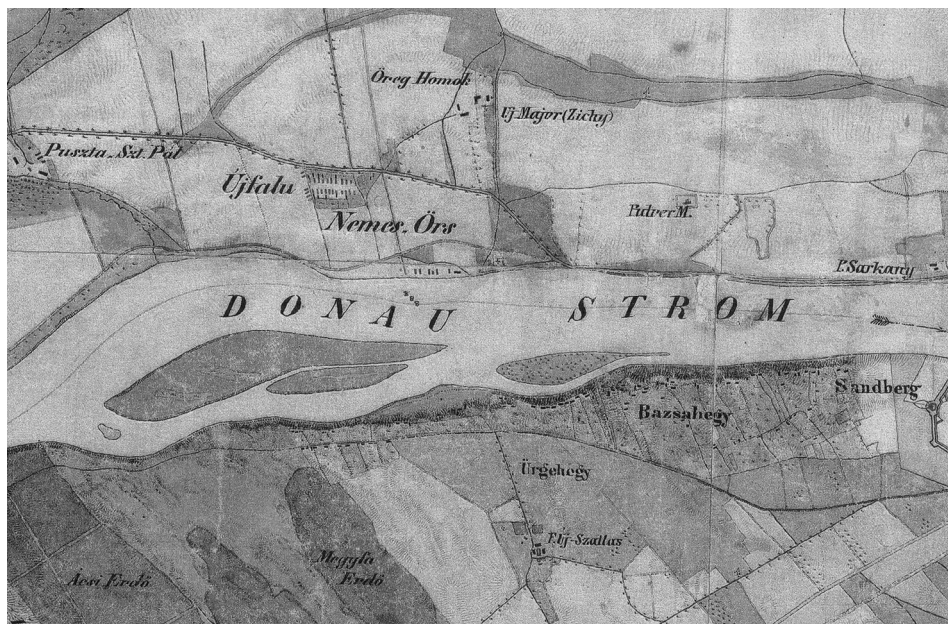


3. ábra I. számú katonai felvétel részlete, eredetileg 1:28 800 (1782–1785)

Figure 3. I. Military Mapping Survey of Hungary, original scale: 1:28 800 (1782–1785)

Az 1840-ben eredetileg szintén 1:28 800 méretarányban elkészült II. katonai felmérés térképén (4. ábra) ábrázolt szigeteknek az alakja és mérete némileg megváltozott. Ez minden bizonnyal köszönhető a két térképezés között eltelt közel hat évtized alatt

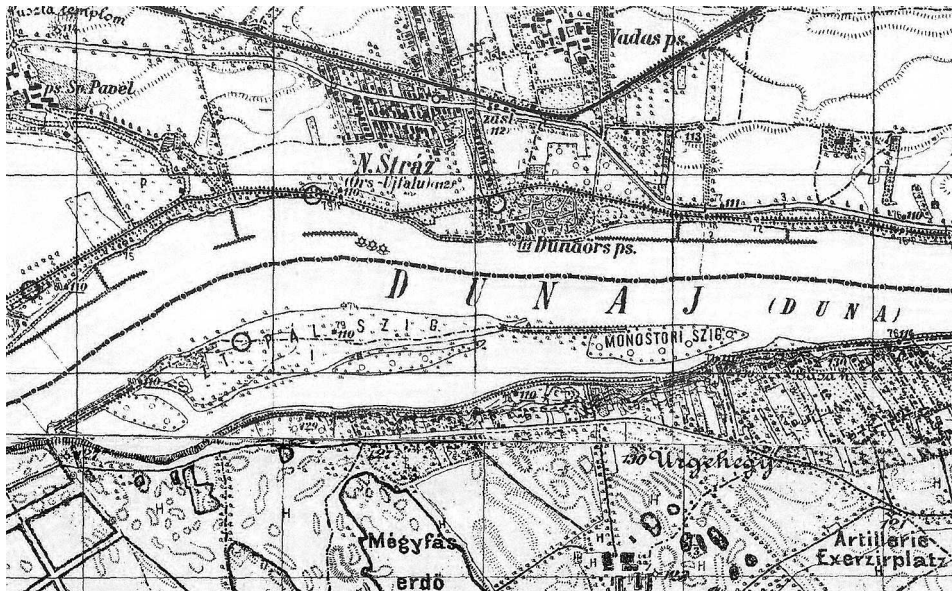
bekövetkezett, a Duna felszínalakító munkájából adódó változásoknak, valamint a térképészeti technikák folyamatos fejlődésének. A legnyugatabbi kis sziget mérete nagyon lecsökkent, a térképészeti ábrázolás alapján is inkább csak zátonynak nevezhető. A nagy szigetről és a közvetlenül mellette található kisebb szigetről eltűnt az erdő, helyette kaszálórétet jelölnek, kisebb mocsaras foltokkal tarkítva. A korábban mindenhol jelzett erdő csupán a keleti szigeten maradt meg. A parthoz közeli szőlőskertek fénykorukat is ekkortájt, a reformkorban élték, amikor a hangulatos préházak kiemelkedő szellemi vonzereje miatt, több írónak szolgáltak alkotó- és menedékhelyül.



4. ábra II. számú katonai felvétel részlete, eredetileg 1:28 800 (1840)

Figure 4. II. Military Mapping Survey of Hungary, original scale: 1:28 800 (1840)

A 19. század második felében történt folyószabályozási munkálatok a Duna ezen szakaszán is nagy változásokat eredményeztek. A 1872–1884 között eredetileg 1:25 000 méretarányban készült III. katonai felvételezés térképén (5. ábra) már a szigetek ekkori neveit is feltüntették. A térkép jól mutatja, hogy a négy évtizeddel korábban zátonyszerűen ábrázolt, legnyugatibb kis sziget ismét feltöltődött, mérete megnőtt. A fő hajóútvonal kialakítása során számos mederszabályozó-mű épült. A Duna bal partjánál épített sarkantyúk és párhuzamművek létesítésével egyidejűleg a jobb parthoz közelebb eső nyugati és keleti (Monostori-sziget) kis szigeteket kőgátakkal összekapcsolták mind a parttal, mind a központi nagy szigettel (Szent Pál-sziget), ami a mellékág vízforgalmát, utánpótlását jelentősen gátolta. A középső kisebb szigetnek a Szent Pál-sziget felőli mellékági feliszapolódását, már ez a 19. századi térkép is jelölte. A kis szigetek felszínborítása főként erdő, egyedül a nagy, Szent Pál-sziget keleti és középső részein figyelhető meg kaszálórét, elvéve fákkal, bokrokkal, s a sziget nyugati bejáratánál két foltban ültetett ártéri gyümölcsösökkel.



5. ábra III. számú katonai felvétel részlete, eredetileg 1:25 000 (1872–1884)

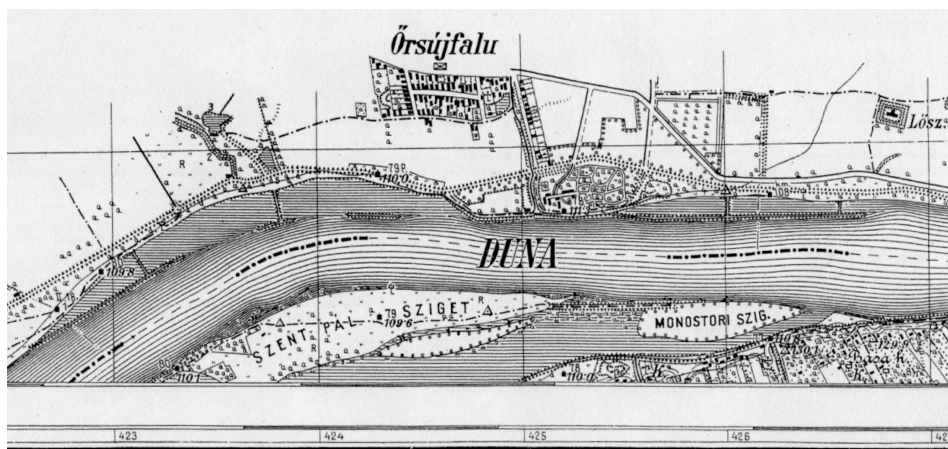
Figure 5. III. Military Mapping Survey of Hungary, original scale: 1:25 000 (1872–1884)

A következő két rendelkezésünkre álló térkép nem szolgál új információval, viszont olyan célból érdemes szemügyre venni őket is, hogy a néha előforduló térképészeti pontatlanságok és a jelzett helyesbítések hiányosságai is megmutatkozzanak. Az egyik ilyen térkép az Osztrák-Magyar Monarchia III. katonai felmérésének az 1910-ben helyesbített 1:200 000 eredeti méretarányú felvétele (6. ábra), amely kis felbontásából fakadóan, a generalizálások és összevonások miatt sokkal kevesebb információval szolgál, mint a nagyobb méretarányú társai.

A másik térkép az állami földmérés háromszögelési adatai és kataszteri térképei alapján készült, 1921-ben helyszínelve 1:25 000 eredeti méretarányban (7. ábra). Ezt a térképet hiába frissítették, a vizsgált szigeteket teljesen pontosan ugyanabban az állapotban mutatja, mint az 1880-as évek körül készült katonai felvétel, pedig az ártéri területek folyamatos mozgásban vannak, a víz tisztító-építő munkája valószínűleg akkoriban is eredményezett változásokat. Megfigyelések alapján a mellékágak feltöltődése az elzárásukat követően fokozott ütemben zajlik. Érdekességként megjegyezhető még, hogy az 1920-as trianoni békediktátumot követően az 1921-ben helyesbített térkép már nem ábrázolja az akkori Csehszlovákiához csatolt országrészeket. Az akkor Szent Pál-sziget néven ismert, ma Koppánymonostori-sziget a Duna folyásirány szerinti jobb partjához közelebbi elhelyezkedése miatt északi határként már akkor is Magyarországhoz tartozott.



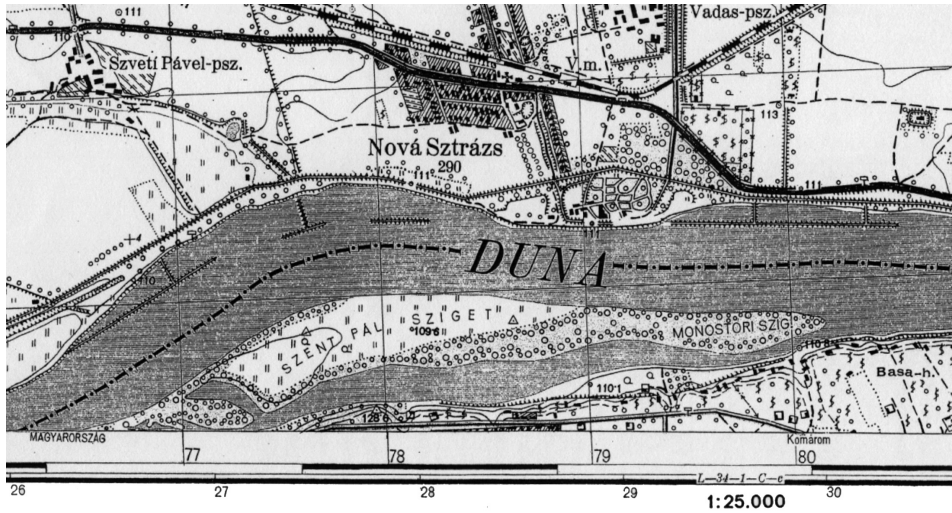
6. ábra III. számú katonai felvétel, 1910-ben helyesbítve, eredetileg 1:200 000
 Figure 6. III. Military Mapping Survey, updated in 1910, original scale: 1:200 000



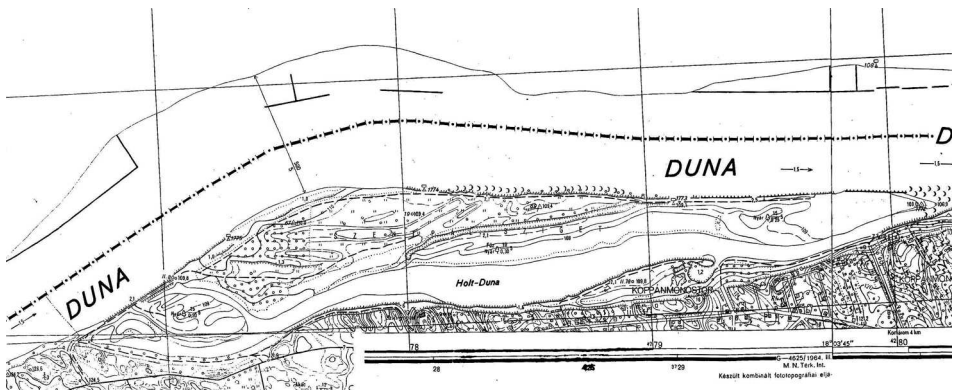
7. ábra III. számú katonai felvétel, 1921-ben helyszínelve, eredetileg 1:25 000
 Figure 7. III. Military Mapping Survey, updated in 1921, original scale: 1:25 000

A következő térkép alaptérképe 1882-ben készült, de 1951-ben helyesbítették, 1:25 000 eredeti méretarányú (8. ábra). Ezen a felvételen már látszik a mellékág folyamatos feliszapolódásának eredménye, az előző térképeken mocsaras területek feltöltődtek, a kis szigetek mind összeolvadtak a naggyal, s a Szent Pál-sziget belső területein kívül mindenhol összefüggő erdőségek találhatók. Érdekes ezen a térképen, hogy nem jelzi a gyümölcsösöket, holott a korábbiakon fel voltak tüntetve, s az egy évtizeddel később készült felvételen is ábrázolták őket. Az 1962-ben kombinált fototopográfiai eljárással felmért Gaus-Krüger vetületű, nagy (1:10 000) eredeti méretarányú térkép már sokkal részletesebben ismerteti a helyi viszonyokat (9. ábra). A gyümölcsösöket nagyobb

kiterjedéssel mutatja, s jegyzi az erdős részek főbb alkotó fafajait, melyek túlnyomórészt nyár és fűz. Határozottan meg lehet figyelni rajta azt a hosszanti mélyedést, amely egy hajdani mellékág mementőjeként az egyik kis sziget feliszapolódott szegélyét jelzi. A nagy Duna felőli oldalon a meredek partot nem teljes hosszában, csak egyes szakaszain fák szegélyezik. A tengerszint feletti magasságbeli különbségek csekélyek, 108 és 110 méter között ingadoznak.



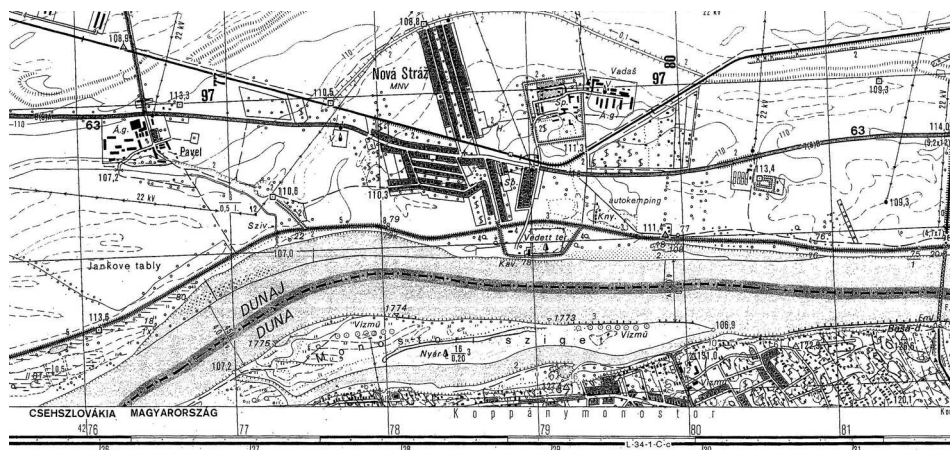
8. ábra III. számú katonai felvétel, 1951-ben helyesbítve, eredetileg 1:25 000
Figure 8. III. Military Mapping Survey, updated in 1951, original scale: 1:25 000



9. ábra Gaus-Krüger vetületű térkép, eredetileg 1:10 000 (1962)
Figure 9. Gaus-Krüger map, original scale: 1:10 000 (1962)

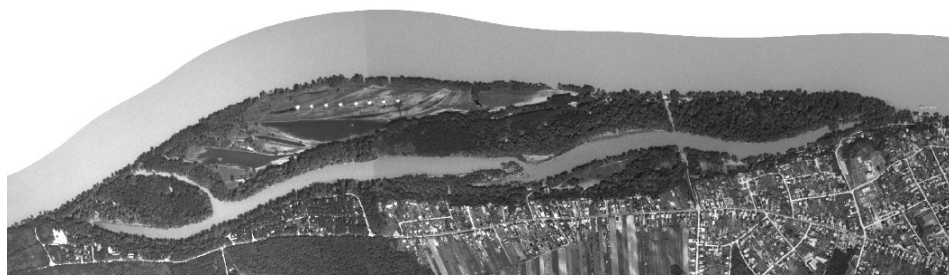
Az elmúlt három évtized magyar honvédségi térképei közül a 10. ábrán egy 1986-os felvétel szerepel, 1:25 000 eredeti méretarányban, ami ismételten nem jelöli külön a gyümölcsöst, de már megtalálható rajta a Komárom és Ács települések vízellátását biztosító 16 db vízkitermelő kút, s a sziget neve is Monostori-szigetként szerepel. A

koppánymonostori vízbázis 16 darab parti szűrésű kútjából 8 db az 1970-es évek során épült, majd hamarosan újabb 8 kúttal bővült az 1980-as évek közepére. A természeti tényezőkben, katonai térképen ábrázolható jelentős változások, az elmúlt 50 év során látszólag nem következtek be.



10. ábra Magyar honvédségi térkép, eredetileg 1:25 000 (1986)
Figure 10. Hungarian military map, original scale: 1:25 000 (1986)

Az utolsó bemutatott térkép egy a közelmúltban, 2005-ben légi távérzékeléssel készült ortofotó-térkép, amely valós színekben ábrázolja a Koppánymonostori-sziget közeli mai állapotát. A 11. ábra 1:10 000 eredeti méretarányából adódóan alkalmas rá, hogy szabad szemmel is el lehessen különíteni rajta a főbb vegetációegységeket is. A korábbi felvételekhez képest a 2005-ös raszteres képen annyi változás tapasztalható, hogy a nagy Duna felőli part mentén már végig keskeny erdősáv húzódik.



11. ábra A Koppánymonostori-sziget ortofotója, eredetileg 1:10 000 (2005)
Figure 11. Aerial photo of Koppánymonostor Island, original scale: 1:10 000 (2005)

Megvitatás

A Koppánymonostori-sziget alakját, vegetációját ez elmúlt évszázadok során különböző környezeti, emberi hatások változtatták. A tájtörténeti kutatások alapján a sziget kora több mint 300 évre tehető, alakja, növényborítása folyamatos átalakulásokon ment keresztül. A kezdetben kizárólag ligeterdőkkel borított szigetek egy részét letermelték, helyén kaszálórétet, gyümölcsösöket és nemes nyár ültetvényeket alakítottak ki. A 19. század második felében bekövetkező vízrendezések során a kisebb szigeteket a nagyhoz csatolták, partját kőszórásokkal szegélyezték, majd egy gáttal összekötötték a szárazfölddel. Ennek eredményeképpen a mellékág vízjárása lelassult, s folyamatos feltöltődésnek indult. Az így keletkezőt parapotamon jellegű mellékág vízutánpótlását, illetve a víz ki- és befolyását három, egyenként egy méter átmérőjű, a gát alatt húzódó cső biztosítja. A mellékág feliszapolódása állandó, amelynek eredményeképpen felgyorsultak a különböző szukcessziós folyamatok.

A folyószabályozási munkálatok, mederszükítések következtében a főmederben a víz folyása felgyorsul, így szállított hordalékát nem tudja lerakni, hanem még több hordalékot felvesz, a mederfenék mélyül, majd ennek köszönhetően a vízszint süllyed. Mindezzel párhuzamosan a part menti zónák talajvízszintje is csökken, amely a magas vízigényű fajokra nézvést jár káros következményekkel, így a magasabban fekvő ártéri erdők, főleg fehér nyarasok (*Senecioni sarracenicis-Populetum albae*) szárazodásához, degradálódásához vezet. Helyükre az évente egyszer-kétszer levonuló nagyobb árvizek által szállított hordalék magvaiból kicsírázó, sok esetben inváziós fajok kerülnek, amelyek a megváltozott körülmények között is megtalálják életfeltételeiket, ezzel kiszorítva őshonos elődeiket. Mindemellett az egyre szélsőségesebb időjárási anomáliáknak köszönhetően a sziget alacsonyabb részei évente többször víz alá kerülnek, majd pár héttel később a nyári csapadékmentes, száraz időszakokban a mellékág teljesen kiszárad. Az elöntések után visszamaradó, gyorsan kiszáradó, tápanyagban rendkívül gazdag iszap és a szukcessziós stádiumok gyorsított váltakozása még jobban kedvez a manapság természetvédelmi szempontból oly sok gondot okozó inváziós fajok terjedésének.

Az elemzések során fontosnak tartjuk kiemelni azon botanikai eredményeket, amelyeknek a mikéntjére a tájtörténeti kutatások adták meg a választ. Első ilyen florisztikai eredmény a szigeten több foltban előforduló szőlőfajok alkotta függőnytársulások fajai. A sziget közepén fekvő kaszálórét felé eső erdőszélen valódi dzsungelt alkot (többek között) a védett ligeti szőlő (*Vitis sylvestris*). Négy nagy felületen elterülő foltot figyeltünk meg, ahol a megközelítésen kívül a faj meghatározása sem volt könnyű feladat. Ősszel lombja többnyire vörösesre színeződik, s egyes levélvállak is ligetire utalnak, de a különböző foltok terméseinek kóstolása után sem lett egyértelmű a fajok meghatározása. Valószínűnek tartjuk, hogy ugyan korábban a környékbeli területekről, s a szigetről is csak a *Vitis sylvestris* fajt említik, de itt a ligeti mellett az alanszőlőként tartott és kivadult téli szőlő (*Vitis berlandieri*) is megtalálható. A filoxéra vész idején gyakran ilyen szó szerint elszigetelt területeken kivadulva maradtak meg a bortermelesre is használt fajok, s a tájtörténeti kutatások során is kiderült, hogy a mellékág túlszárultán három évszázada szőlőskertek vannak, amik remek forrást biztosítottak a szőlőnek a szigeten való megjelenésére, túlélésre. Mindezek mellett egy harmadik szőlőfaj is él a szigeten, mégpedig az inváziós megjelenésű parti szőlő (*Vitis riparia*), s elsősorban a sziget keleti végén, a fehér nyarasokban terjed.

A Koppánymonostori-sziget keleti felének magasabb térszínein (109 méter tengerszint feletti magasság, ami alig egy méterrel több a fűzzel, nyárral borított területek magasságánál) figyelhetők meg a méretes palánkgyökereket növesztő vénic szilek (*Ulmus laevis*). Ezek pontosan azok a részek, amelyek erdővel borított külön kis szigetként szerepeltek már a XVIII. századi térképeken is. Később Monostori-sziget néven ábrázolták, s az 1800-as évek második felében kögáttal hozzácsatolták a Szent Pál-szigethez.

A hajdani két sziget találkozásánál található feliszapolódott árokban helyenként magas-sásos foltok alakultak ki, melynek uralkodó faja a védett bugás sás (*Carex paniculata*), de mellette megtalálható még az éles sás (*Carex gracilis*), a zombéksás (*Carex elata*), a szelíd és a vidrakeserűfű (*Polygonum mite és amphibium*) is. Egy meglehetősen sajátos élőhelyről van szó, hiszen a hajdani kis mellékág mára mind a főmedertől, mind a nagyobb mellékágtól teljesen lefűződött mélyedéssé alakult, ahova csak a nagyobb árvizek esetén folyik be víz, azonban az árvizek levonulását követően egy kis belső holtágként sokáig vízzel telt marad, így nyújtva megfelelő életfeltételeket az említett növényfajoknak.

A múlt eseményei által okozott változások eredményezték a sziget mai képének kialakulását. Hatással volt rá az egész Dunán lezajlott, elsősorban a hajózás érdekében tett folyószabályozások, mellékáglezárások, párhuzamművek és sarkantyúk építése, az egyes szakaszokon történt mederkotrások és duzzasztások. A mai közlekedésfejlesztési tervek szerint a jövő egyik lehetséges gazdasági szempontból jelentős fejlesztési iránya a környezet- és természetbarátabb vasúti szállítás helyett, ismét a hajózásra helyezné a hangsúlyt, amely újabb drasztikus beavatkozásokkal, vízrendezésekkel járna.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton is szeretnénk köszönetünket kifejezni Dr. Kevey Baláznak a témával kapcsolatban adott tanácsokért, Böhm Éva Irénnek a Vitis fajok meghatározásában nyújtott segítségéért, Dr. Rác Tamásnak és az Ókoplan GIS munkatársainak, akik ajánlották ezt a Duna szakaszt, Dr. Tóth Baláznak, akinek az első Koppánymonostori-szigeten tett látogatás köszönhető, valamint Üveg Istvánnak és a Vizák Kft., komáromi vízmű dolgozóinak a terepi bejárások alkalmával a sziget lehetséges megközelítésének a megkönnyítéséért és a helyi viszonyokkal kapcsolatban feltett számos kérdésre adott kimerítő válaszaikért.

Irodalom

- FLEISCHER T. 2008: Belvízi közlekedés a Dunán és Európában. A Duna és a térségi versenyképesség. Műhelykonferencia, MTA – Corvinus Egyetem, Budapest, 2008 május 19. Az előadás szerkesztett szövege.
- KÁRPÁTI I. 1958: A hazai Duna-ártér erdei. Kandidátusi értekezés tételei.
- KEVEY B. 1993: A Szigetköz erdeinek összehasonlító cönológiai vizsgálata. Kandidátusi értekezés, kézirat, MTA kéziratára, Budapest.
- KEVEY B. 1998: A Szigetköz erdeinek szukcessziós viszonyai. Kitaibelia 3: 47–63.
- KEVEY B. 2004: A Duna szlovákiai elterelésének hatása a Felső-Szigetköz fehér nyárligeteire (*Senecioni sarracenic-Populetum albae* Kevey in Borhidi & Kevey 1996). Wirkung der slowakischen Donau-Umleitung auf die Weißpappel-Auen (*Senecioni sarracenic-Populetum albae*) in Felső-Szigetköz (in der Oberen-Schüttinsel), Süd-West-Ungarn. Kanitzia 12: 177–195.
- PÉCSI M. 1957: A Magyarországi Duna-völgy kialakulása és felszínalaktana. Akadémia Kiadó, Budapest.
- TÓTH T. 2001: Tárjtörténeti és botanikai kutatások a Felső-Duna árterületén a Neszmély-Süttő közötti Duna-szakaszon. A Puszta, 1/18: 124–141.
- ZÓLYOMI B. 1934: A Hanság növényközvetkezetei (Die Pflanzengesellschaften des Hanság). Vasí Szemle 1: 146–174.

- ZÓLYOMI B. 1937: A Szigetköz növénytani kutatásainak eredményei. Bot. Közlem. 34: 169–193.
GATE-KTI, BOKU-IWHW 1995/96: Duna Virtuális Tájéérték Leltár CD.
VITUKI, AQUAPROFIT ZRT., ÖKO ZRT., VTK INNOSYSTEM KFT., COWI MAGYARORSZÁG 2007: A Duna hajózhatóságának javítása tárgyú projektet megalapozó tanulmány (konzorciumi vezető: VITUKI).

Térképek forrásai:

Hadtörténeli Intézet és Múzeum térképtára,
Földmérési és Távérzékelési Intézet archívuma,
www.lazarus.elte.hu

THE FORMATION AND LANDSCAPE HISTORY OF THE KOPPÁNYMONOSTOR ISLAND

¹SZ. ÁDÁM, ¹K. PENKSZA, ¹Á. MALATINSZKY, ²P. CSONTOS

¹Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management

²MTA Res. Inst. of Soil Science and Agricultural Chemistry, Herman O. út 15.,
H-1022 Budapest, Hungary and

MTA-ELTE Res. Group in Theoretical Biol. and Ecol.

Pázmány P. stny. 1/c., H-1117 Budapest, Hungary;

e-mail: sargabogar@gmail.com

Keywords: Danube, island, floodplain, historical map, gallery forest

Summary: 19th century regulation works on the River Danube played significant role in the formation of the present shapes of its islands. Since then, river branches have become slow-flowing caused by their separation from main stream and are affected by continuous silting. This process has been speeding up successional changes and giving ways to invasive alien species.

This had happened also to the Island of Koppánymonostor, situated near Komárom town. Military maps of the 1780's represent one big and three small islands, all of them covered by forests. Forests on two islands were cut down later and meadows appeared with some smaller swamp patches. Most significant changes of the island occurred in the second half of the 19th century, when its bank has been stoned, its branch was separated by dams and the smaller islands were connected to the bigger one. During that time, vegetation of the island was dominated by natural alluvial forests, except for its central part where mowed meadows and two orchards were situated.

The Danube had shaped its bank itself dynamically in the part of Koppánymonostor. After a meander turn, the basis of the island was silted caused by the slower flowing and this bank had been continuously changing till the river regulation works in the second half of the 19th century. After the stoning of the riverside (for better navigation), some of the transformation processes like the successional changings were speeding up. Because of these events the creation of new Danube islands became impossible, so the conservation of habitats on the existing islands is priority assessment of nature conservation.

A TURIZMUS KÖRNYEZETI HATÁSAIT VIZSGÁLÓ MÓDSZEREK ALKALMAZÁSI LEHETŐSÉGE

PÉNZES Erzsébet

Pannon Egyetem, Turizmus Tanszék
8200 Veszprém, Egyetem u. 10., e-mail: epenzes@almos.uni-pannon.hu

Kulcsszavak: környezeti hatás, hatásvizsgálat, teherbíróképesség, turizmus, terhelésvizsgálat, terhelhetőség-vizsgálat

Összefoglalás: A turizmus környezeti hatásainak vizsgálatát és annak szükségességét egyre inkább előtérbe helyezik a fenntartható turizmus fejlesztői, kutatói, hangsúlyozva, hogy a turizmus saját érdeke a hatásvizsgálatok elvégzése. Az új országos ökoturizmus stratégia is intézkedései között említi (ÖFS 2008), hogy a turizmus hatásainak a mérését monitoring rendszer kiépítésével folyamatosan kell végezni. Jelen kutatás célja olyan vizsgálati, mérési módszerek keresése és kidolgozása volt, amely a turizmusnak a természeti környezetre és a turisztikai infrastruktúrára gyakorolt hatását értékelhetővé teszi. A módszerek felkutatása mellett készült egy útmutató, amellyel a megfelelő hatásvizsgálati módszert lehet kiválasztani a turizmusban érintetteknek, a látogatói menedzsmentnek. A módszerek egy részének a nem természettudományos végzettségű turisztikai szakemberek számára is használhatónak kellett lennie, de arra is szükség volt, hogy a turisztikai fejlesztésekhez és a későbbiekben a terhelhetőség/teherbíróképesség megállapításához tudományosan megalapozott módszerek álljanak rendelkezésre. Jelen tanulmány csak a hatásvizsgálati módszerek elméletét és a célnak megfelelő módszer kiválasztásának elméletét ismerteti.

Bevezetés

A turizmus hatásairól – legyen az gazdasági, társadalmi vagy környezeti – sokat olvashatunk szakmai, ismeretterjesztő és egyéb forrásokban, leginkább a fenntartható fejlesztés kapcsán. Általában arról esik szó, hogy milyen potenciális hatásokkal kell szembenézni, hogy mit kell(ene) vizsgálni, és hogy a fejlesztések vagy a működtetés során mire kell figyelni. A turizmus hatásainak vizsgálatával kapcsolatban a „mit?” kérdésre sokszor, a „hogyan?” kérdésre ritkábban kapunk választ. Jelen munkával kapcsolatos kutatás erre a „hogyan”-ra ad választ, természetesen a „mit” figyelembe vételével, és a már meglévő módszereket is alapul véve.

A turizmus környezeti hatásainak vizsgálatát a szakirodalom turisztikai hatásvizsgálatnak (PUCZKÓ és RÁTZ 2002) vagy turisztikai terhelésvizsgálatnak nevezi (BENKHAARD 2002, PÉNZES 2007). A vizsgált tanulmányok alapján a két elnevezés közötti jelentésbeli, tartalmi különbség jelenik meg. A *terhelésvizsgálat* egyrészt már előrevetíti egyfajta negatív hatás meglétét, a terhelésvizsgálatok hipotézise a negatív hatások megléte lehet, míg a hatásvizsgálat elnevezés csak a hatás meglétére utal, arra nem hogy azok milyen előjelűek. A gondolatot továbbfűzve elmondható, hogy a turizmus negatív hatásai inkább a természetre gyakorolt hatásokban jelentkeznek, míg a gazdaság számos pozitív hatást is élvez, ezért a terhelésvizsgálat kifejezés csak a környezeti hatások mérésére vonatkozik.

A kutatás során az alábbi munkafázisok zajlottak:

1. a turizmus egyes formáinak, tevékenységeinek a természeti környezetre, annak különböző elemeire; a turisztikai infrastruktúrára és az épített környezetre gyakorolt hatásainak áttekintése,
2. eddigi módszerek (hazai és külföldi szakirodalom alapján) vizsgálata, értékelése (a turizmus melyik részének vizsgálatára, milyen mértékben, milyen területeken alkalmas),
3. a szakirodalomban fellelhető módszerek közül néhány kiválasztása, tesztelése, majd a kapott eredmények figyelembe vételével egy új módszer kidolgozása és annak mintaterületeken történő kipróbálása – ez a fázis nem jelenik meg ebben a cikkben.

A hatásvizsgálatok elméleti áttekintése

A turizmus hatásainak vizsgálatánál és a turizmus hatásainak kezelésénél többféle módszer lehetséges. A vizsgálati módszerek elsődleges célja alapján a hatásvizsgálatokat az alábbiak szerint csoportosíthatjuk (BENKHAARD 2002):

1. Turisztikai hatásvizsgálat, amely azt vizsgálja, hogy a turizmus milyen hatással van egy attrakció vagy szolgáltatás környezetére. A hatásvizsgálat lehet
 - a. egyszeri – ekkor általános hatásvizsgálásról van szó, az alapállapotot valamilyen szintű ismeretében. Az alapállapotot dokumentumok alapján lehet megállapítani. A rendezvények utáni hatásvizsgálat is tartozhat ide, amennyiben egyszeri vizsgálatról van szó, és nem arról, hogy a rendezvény hatásai milyen időtartamig észlelhetők,
 - b. folyamatos (ciklikus) jellegű, ekkor monitoring rendszerről beszélhetünk,
 - c. előzetes felmérés jellegű, amikor egy létesítendő turisztikai attrakció vagy szolgáltatás (egy nemzeti park bemutatóhelye, szálláshelyek, stb.) környezetében várhatóan kialakuló turistaforgalom hatásait kell előre megbecsülni. Ez feltételezi a turisztikai típus hatásfolyamatának ismeretét, amely történhet hasonló adottságú területekkel történő összehasonlítással vagy a várható folyamatok megbecsülésével.
2. Terhelhetőség-vizsgálat vagy teherbíróképesség-vizsgálat, amely a turizmus hatásainak kezelésében a második lépést jelenti – mennyi az optimális látogatószám, meddig fejleszthetünk, mi az optimális tevékenység. Ebben az esetben a hatások vizsgálata mellett elengedhetetlen feltétel a látogatók számának ismerete. A látogatószám-megállapítás nemzetközi és hazai viszonylatban is problémás, mivel nincsenek megbízható statisztikák pl. egy természeti terület látogatottságra vonatkozóan, és emiatt a turizmus hatásait mérni is nehéz (CEBALLOS-LASCURÁIN 1998). Léteznek ugyan olyan módszerek, amelyek nem a hatások vizsgálata és a látogatószám közötti összefüggésből állapítják meg a teherbíróképességet, hanem a természeti és művi tényezők feltárása, vizsgálata és értékelése alapján (CSIMA 1988).

A már meglévő hatás kutatásakor alkalmazott módszerek, és a jövőbeli fejlesztés várható hatásait becsülő eszközök lehetnek hasonlóak és különbözőek is. Bizonyos módszerek pusztán adatgyűjtési módszerek, leginkább ökológiai eszközökkel, más részük már magában foglalja a szintetizálást is, és van olyan is, amely meglévő adatok alapján készít elemzést. Nagy részük nem komplex elemzésre való, egy-egy hatótényezőt, illetve tényező-csoportot képes csak felmérni, éppen ezért gondos mérlegelés szükséges a megfelelő módszer kiválasztásához.

A turizmus természeti környezetre gyakorolt hatásainak módszertani leírásait általában konkrét esettanulmányok keretén belül ismertetik, és a legtöbb esetben a természettudományos kutatások keretén belül alkalmazzák. Ezek a hatásvizsgálatok védett vagy nem védett természeti területre vonatkoznak, és leginkább taposási károkat, talajeróziót vizsgálnak (KARANCSI és HORVÁTH 2007, GERGELY és KISS 2001, BARATI 2007, WEAVER és DALE 1978, WHINAM és CHILCOTT 1999, 2003). A vizsgálatok során nem különböztetik meg a hatótényezők megállapításakor a tényleges turisztikai és az egyéb, helyi közösség általi tevékenységeket, hanem feltételezik, hogy a területen a turisztikai használat domináns. A turizmus hatásainak megítélése szempontjából ezért fontos kérdés eldönteni, hogy az adott területen milyen egyéb tevékenységek zajlanak, amelyeket a helyi közösség végez. Például egy olyan területen, ahol jelzett turistaút van, de a turistaúton illegálisan vagy engedéllyel gépjárműveket vagy off-road járműveket is használnak a helyiek (vagy az erdészet, a vadászok), az eróziós károk nem a terület turisztikai használatából származnak. Ezt nem emelik ki minden esetben a kutatást végzők.

A hatásvizsgáló módszereket hatásviselők szerint is számba vehetjük, ennek mind a hatásvizsgálatot végzők kompetenciája szempontjából, mind a hatások alkalmazhatósága szempontjából van jelentősége. Az 1. táblázatban található a konkrét módszerek, helyhiány miatt a teljesség igénye nélkül, csak példaként, ennél több módszert tartalmaz a módszertani útmutató. Az „Irodalom” oszlopban egy-egy vonatkozó irodalmi példát találhatunk.

A fenti csoportosítással kapcsolatban fontos megjegyezni, hogy némely komplex módszer alkalmazza vagy integrálja az élő és élettelen természeti környezetre vonatkozó módszereket. Az indikátorokon alapuló LAC módszer valójában a környezeti elemek vizsgálatának egyes módszereit integrálja. Az egyszerűsített környezeti hatásvizsgálat is felhasználja az élő- és élettelen környezeti tényezőket vizsgáló módszereket.

A hatásvizsgálatok egy része csak a turisták által közvetlenül okozott környezeti hatásokat képes felmérni, míg más módszerek a turistákat kiszolgáló létesítmények által okozott környezeti hatásokat vizsgálják. A közvetlen hatások a fogadóterületen belül dekoncentráltan jelentkeznek, és az egyes emberek tevékenységeiből, interakcióiból adódnak, így sokfélék. A közvetett hatások vizsgálata hasonlít a környezeti hatás-vizsgálathoz, amelyben a létesítmények kibocsátását, a létesítmények generálta forgalom hatását vizsgálják, gyakran alkalmazva a környezeti hatásvizsgálatokból ismert műszaki- és természettudományi mérési módszereket. A hazai szakirodalomban fellelhető, ökoturisztikai és természetvédelmi célú vizsgálatok a turisták közvetlen hatásaival foglalkoznak, de jelentős turisztikai célterületeken, ahol a turisztikai használat domináns, készültek már átfogó, közvetett hatásokat is felmérő tanulmányok (BUCKLEY et al. 2000, MARION és FARRELL 2002, PÉNZES et al. 2002, MIKHÁZI és MOHÁCSI 2008)

1. táblázat Hatásvizsgálati módszerek a hatásviselők szerint csoportosítva

Table 1. Assessment methods sorted by receptors

<i>Jel</i>	<i>A módszer neve</i>	<i>Fontosabb jellemzők</i>	<i>Irodalom</i>
1. Általános, csak tájékoztató jellegű módszerek			
M1	Egyszerű ellenőrző jegyzék	A hatásokra vonatkozó, ajánlások (pl. UNWTO) alapján összeállított kérdéscsoport, eldöntendő kérdésekkel	MCNEALLY et al. 1992
M2	Leíró ellenőrző jegyzék	A hatásokra vonatkozó kérdésekre leíró választ kell adni	MCNEALLY et al. 1992
M3	Kérdőív jellegű jegyzék	A hatásokra vonatkozó kérdésekre előre meghatározott válaszlehetőségek vannak	
M4	Hatásfolyamat-ábra, hálózat, rendszerdiagram készítése	Folyamatábra a kapcsolatok részletes bemutatására	CLARK, HERINGTON 1988
M5	Hatásmátrix	A hatótényezők és a hatásviselő tényezők közötti lehetséges kapcsolatok feltárása	PÉNZES et al. 2002
2. Az élettelen természeti környezetet vizsgáló módszerek			
M6	Műszeres tömörödésvizsgáló módszerek	Nedves talaj felső részének tömörödése mérhető vele	KARANCSI, HORVÁTH 2000, SMITH, NEWSOME 2002
M7	Eróziós mélység módszer	Az eróziós árkok mélységének követése	HUGO 1999
M8	Eróziós térfogatvesztés-mérés	A talaj eróziós térfogatvesztésének mérése egy adott ösvény-hosszon	MORGAN, KUSS 1986
M9	Ösvényszélesség-vizsgálat	A kitaposott ösvények szélességének mérése (különböző használatnál összehasonlításként is)	TÖRN et al. 2009
M10	Felszíni vizek érzékszervi vizsgálata	Érzékszervi vizsgálatokkal leírható jellemzés	
M11	Felszíni vizek laboratóriumi vizsgálata	A víz biokémiai vizsgálata	
M12	Felszín alatti vizek vizsgálata	A víz biokémiai vizsgálata	

M13	Levegő összetételének vizsgálata	Forgalmi adatokból normákkal és számításokkal becsülve vagy hagyományos műszeres méréssel	
M14	Zajvizsgálat	Zaj mérése műszeres vizsgálattal	
3. Az élő környezet vizsgálatára irányuló – botanikai – zoológiai módszerek			
M15	Botanikai indikátor módszerek*	A turisztikai tevékenységek hatására egyértelműen reagáló növények vizsgálata	ILLYÉS 2006
M16	Zoológiai indikátor módszerek*	A turisztikai tevékenységek hatásait vizsgálja az állatok megjelenése, alak- és viselkedési változásai is alapján	MORSISCH és ARTINGTON 1998
M17	Taposási károk botanikai vizsgálata*	A taposás okozta flóraváltozást, biodiverzitás-változást vizsgálja	SUN és LIDDLE 1993
M18	Vizes élőhelyek fauna- és flóra-vizsgálata	A turizmus hatásainak vizsgálata a vízi élőhelyekre	MÁRTONNÉ és BODNÁR 2004
M19	Keresztszelvényes botanikai módszer	A természetes folyamatoktól eltérő jellegű változások vizsgálata ösvénykeresztmetszetekben	GERGELY és KISS 2001, GOMEZ-LIMON, DE LUCIO 1995
M20	Hemeróbia-vizsgálatok	A hemeróbiaszint változásának követése turisztikai tevékenységek megjelenésével	LÓCZY 2000
M21	Ökológiai értékelés	Fajonkénti vagy élőhelyi értékelés, ökológiai mutatók segítségével	LÓCZY 2000
4. Komplex módszerek			
M22	LAC módszer**	Indikátorokon alapuló hatás- és teherbíróképesség-meghatározó módszer	WALLACE 1993
M23	Ökológiai lábnyom módszer	A turisztikai tevékenységre alkalmazott ökológiai lábnyom számítás	
M24	Térképfedvények***	Környezeti hatások térbeli kiterjedésének bemutatása, a hatások összességének vizsgálata	KARANCSI és HORVÁTH 2007

1. táblázat folytatása
Contd. table 1.

M25	„Üdülési” terhelhetőség megállapítása	A környezeti elemek érzékenységén és a terhelés-típusok hatásán alapuló vizsgálat. A turisztikai tevékenyégeket egyszerűsíti.	CSIMA 1988
M26	Területarány- számítás	Különböző földhasználati típusok használatának arányát, időben ezeknek változását mutatja.	
M27	Delphi-módszer	Egymástól fizikailag távol lévő szakértők tudását és véleményét egyez- teti az egységes álláspontig	PUCZKÓ és RÁTZ 2002
M28	Pontozólapos módszer	A vizsgált útvonal vagy terület szakaszokra vagy részekre osztása, és a hatások pontozása egy szempontrend- szer alapján	HUGO 1999 és PÉNZES 2008
M29	Egyszerűsített környezeti hatás- vizsgálat	A KHVban előírt tematikával, má- sodlagos adatokon, normákon és természettudományi-műszaki összefü- géseken alapuló számítások	PÉNZES et al. 2002
* további speciális módszerekre bontva			
** Limits of Acceptable Change – a még elfogadható változások elve			
*** csak egy hatásviselőre is alkalmazható			

A módszereket az 1. táblázat csoportosítása szerint vettem számba, és minden dokumentált és fellelhető módszerről készítettem egy leírást a módszer elméleti és gyakorlati bemutatásával, amely alapján a módszert alkalmazni lehet, majd ezt követően az alábbiak szerint értékeltém őket:

- előnyök,
- hátrányok,
- alkalmazási terület (hol alkalmazták már, milyen jellegű területeken milyen eredménnyel), beleértve azt is, hogy közvetlen vagy közvetett hatások vizsgálatára alkalmas,
- időigény,
- költségek.

A megfelelő hatásvizsgálati módszer kiválasztásának folyamata

Az előzőekben bemutatott terhelésvizsgálati módszereket lehet alkalmazni egy terület turizmusának hatásvizsgálatakor. A kérdés az, hogy egy terület kezelője vagy tulajdonosa hogyan kezdjen neki a vizsgálatnak, hogyan válassza ki a területre és a lehetséges problémákra legjobban alkalmazható módszert. A következőkben ezt a kiválasztási folyamatot olvashatjuk.

1. lépés: A célnak megfelelő módszerek körének kiválasztása.

A módszereket hatásvizsgálati cél szerint az alábbiakban csoportosíthatjuk:

- A. alapállapot felmérésre alkalmas módszerek,
- B. a várható hatások megbecsülésére alkalmas módszerek,
- C. általános egyszeri hatásvizsgálatra alkalmas módszerek,
- D. terhelhetőség/teherbíróképesség vizsgálatra önmagában is alkalmas módszerek, monitoring rendszer (ciklikus hatásvizsgálat) végzésére alkalmas módszerek.

A megfelelő módszerek körét elhelyeztem a fentiek alapján egy cél-mátrixba (2. táblázat), amely alapján a vizsgálati célból kiindulva, ki tudjuk választani a megfelelő módszereket.

2. táblázat Cél-mátrix, különböző vizsgálati céloknak megfelelő hatásvizsgálati módszerek
Table 2. Impact assessment methods for different assessment goals

Módszer neve alkalmazási terület	A, állapot- felmérés	B, várható hatások becslése	C, általános egyszeri hatás- felmérés	D, teher- bíró- képesség	E, moni- toring
Egyszerű ellenőrző jegyzék #	×	×	×		
Leíró ellenőrző jegyzék #	×	×	×	×	
Kérdőív jellegű jegyzék #	×	×	×		
Hatásfolyamat-ábra, hálózat, rendszerdiagram készítése #	×	×	×		
Hatásmátrix #	×	×	×		
Műszeres mörödésvizsgáló módszerek	×		×		×
Eróziós mélység módszer	×		×		×

2. táblázat folytatása
Cont. table 2.

Eróziós térfogat-veszteség-mérés	×		×	×	×
Ösvényszélesség-vizsgálat	×				×
Felszíni vizek érzékszervi vizsgálata	×		×		×
Felszíni vizek laboratóriumi vizsgálata #	×		×		×
Felszín alatti vizek vizsgálata					×
Levegő összetételének vizsgálata					×
Zajvizsgálat					×
Botanikai indikátor módszerek				×	×
Zoológiai indikátor módszerek				×	×
Taposási károk botanikai hatásvizsgálata				×	×
Vizes élőhelyek fauna- és flóra-vizsgálata	×		×		×
Keresztszelvényes botanikai módszer	×		×		×
Hemeróbia-vizsgálatok	×		×		×
Ökológiai értékelés #	×		×		
LAC módszer #				×	×
Ökológiai lábnyom módszer #	×	×	×	×	×
Térkép-fedvények #	×		×	×	×
„Üdülési” terhelhetőség megállapítása #	×		×	×	

Területarány-számítás #	×		×		×
Delphi-módszer #	×		×	×	
Pontozólapos módszer				×	×
Egyszerűsített környezeti hatásvizsgálat #	×		×	×	
# Közvetett hatások mérésére is alkalmas					

2. lépés: A lehetséges hatások megállapítása a hatásmátrix alapján

A vizsgálati cél alapján kiválasztott módszerek köre még mindig széles, ezért további, a potenciális hatások, illetve veszélyeztetett környezeti elemek alapján megállapított szempontok szükségesek. A lehetséges hatásokat a módszerek között is említett hatásmátrix segítségével lehet meghatározni.

A hatásmátrixot a Leopold-mátrix (LEOPOLD et al. 1971) segítségével készítjük el, annak egyszerűsítésével, csak a turisztikai tevékenységeket és az egyes területek jellemzőit figyelembe véve (3. táblázat). A fenti elvek alapján a hatásvizsgálati útmutatóban készítettem egy turisztikai tevékenységekre szűkített mátrixot, ebből a módosított-egyszerűsített Leopold mátrixból tudjuk megállapítani az esetleges hatások meglétét. A hatásmátrix helyes kitöltését a másodlagos kutatási módszerek mellett terepbejárással, terepi megfigyelésekkel kell segíteni. Figyelembe vehetjük a hasonló fizikai jellemzőkkel és turisztikai tevékenységekkel rendelkező területek kutatásait.

A tevékenység-komponensek esetében minden közvetetten és közvetlenül hatást okozó tevékenységet számba kell venni, kezdve a tanösvény látogatástól a szálláshely igénybe vételéig.

A hatásmátrix kitöltése úgy történik, hogy ha a tevékenységnek várhatóan jelentős hatása lesz az környezeti elemre, akkor nagy karikát rajzolunk, amit besötétítünk, ha a várható hatás negatív, és üresen hagyjuk, ha pozitív lesz. A természeti környezetre gyakorolt hatások esetében nagy pozitív hatásra nem lehet számítani. A mátrixot egyszerűen pozitív (pozitív hatás) vagy negatív (negatív hatás), illetve kör (ha a hatás nem értelmezhető vagy nem várható) jelekkel is ki lehet tölteni. Kiemelten kell kezelni a potenciális veszélynek kitett élettelen vagy élő környezeti elemeket, amelyek esetében a hatásokat mindig jelentős negatívként kell kezelni, mert ezek megléte befolyásolhatja a gyakorlatban is alkalmazandó módszert. Ezzel a lépéssel eldönthetjük, hogy melyek azok a problémák, amelyekkel a hatásvizsgálat során találkozhatunk vagy melyek azok a sérülékeny tényezők, amelyekre a turisták által végzett tevékenységek hatással lehetnek, vagyis melyek azok a vizsgálati célok, amelyekhez a legmegfelelőbb módszert kell kiválasztani.

3. táblázat A turisztikai hatásmátrix vázlata
Table 3. The impact matrix for tourism

<i>Környezeti komponensek</i>	<i>Tevékenység komponensek</i>		
(környezeti elemek, levegőtalan, víz, élőhelyek, stb. rendszerek és állapot- jellemzőik)	●	●	
		●	
	●		
		●	

3. lépés: A kiválasztott módszerek körének szűkítése a hatások alapján

Az előző lépésben meghatározott hatások szerint tovább tudjuk szűkíteni az alkalmazható vizsgálatok körét. Ehhez egy „alkalmazhatósági”-mátrixot készítettem el, ahol a hatások és a tevékenységek alapján helyeztem el az egyes vizsgálati módszereket. Az alkalmazhatóságot elméletek és egyedi esettanulmányokkal állapítottam meg. Az előző lépésben jelentős negatív hatásként jelölt hatásokat és a legjellemzőbb tevékenységeket kell itt számba venni, és az ezekhez tartozó módszer az alkalmazhatósági mátrix alapján kiválasztható (4. táblázat). Az alkalmazhatósági mátrixban jelenleg 28 tevékenység és 64 hatás szerepel, ebben helyeztem el az 52 eddig felkutatott módszert.

4. táblázat Az alkalmazhatósági-mátrix
Table 4. Applicability-matrix

<i>Hatások</i>	<i>Tevékenységek</i>					
	1. tevékenység	...	12. ideiglenes sáttortábor	13. terepkerékpározás	...	n. tevékenység
1. hatás	M4, M6, M8	M5				
2. hatás	M16, M34		M6	M6		
...				M7, M8, M9		
29. Ragadozó madarak zavarása	M16	M16	M14, M16, M21	M14, M16, M21, M28	M16	M21
...						
n. hatás						

A hatásmátrix eredményeihez, vagyis egyfelől a fő hatásokhoz és tevékenységekhez, valamint a fő vizsgálati célokhoz hozzá lehet rendelni legalább egy vizsgálati módszert. Amennyiben több módszer is felmerült, akkor át kell nézni a cikk elején említett módszertani leírást, amelyek az egyes módszerekről készültek. A módszertani jellemzők (előnyök, hátrányok, költségek, időigény, stb.) alapján lehet mérlegelni a kutatást megrendelőnek vagy a végzőnek, hogy melyik a legalkalmasabb módszer. Az utolsó lépésben megtett, módszertani leírás szerinti kiválasztás főbb szempontjai:

- költségek,
- időigény,
- szakember-igény,
- eszköz-igény,
- természetvédelmi szempontok,
- a módszer sokoldalúsága,
- jövőbeli turisztikai vagy rekreációs tervek.

Összefoglalás

A turizmus hatásainak vizsgálatáról részletes, átfogó hazai elméleti módszertani ismertető még nem készült. A turizmus komplex hatásaival foglalkozó tanulmányok vagy csak a lehetséges hatások leírásával vagy csak egy-egy módszertan ismertetésével foglalkoznak. A turizmus környezeti hatásainak témájában elkészült hazai legjelentősebb irodalmak is – PUCZKÓ és RÁTZ 2000, valamint PUCZKÓ 1999 – csak néhány módszer említésével foglalkoznak.

A fenti rövid kutatási összefoglalóban láthattuk, hogy a turizmus hatásainak felmérésére számos vizsgálati módszer létezik, amelyből a céljaink és a lehetőségeink figyelembe vételével mindig meg tudjuk határozni a legmegfelelőbb módszert. A lehetőségek tehát megvannak, hogy a természeti területeinken zajló turizmusról is megbízható adatok álljanak rendelkezésre, biztosítva az ökoturizmus tervezésének alapját is.

Irodalom

- BARATI S. 2007: A terepi közlekedésre alkalmas járművek, elsősorban a terepmotorok okozta környezeti hatások, kézirat, Zöld Forrás egyesület, Miskolc.
- BENKHARD B. 2002: Terhelésvizsgálati alapok a turizmusban, Diplomamunka, Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék.
- CEBALLOS-LASCURÁIN H. 1998 Introduction. In: LINDBERG K., EPLER WOOD M., ENGELDRUM D. (eds.): Ecotourism: A Guide for Planners and Managers, Vol. II, The International Ecotourism Society, North Bennington, Vermont, USA, p. 9.
- CLARK M., HERINGTON J. 1988: Introduction: Environmental Issues, Planning and the Potential Process. In: CLARK M., HERINGTON J. (eds.): The Role of Environmental Impact Assessment in the Planning Process; Mansell, London, UK, pp. 1–16.
- CSIMA P. 1988: A táj terhelhetősége az üdülőterületi tervezésben. *Városépítés* 24: 26–28.
- GERGELY A., KISS G. 2001: Botanikai vizsgálatok a turizmus hatásainak feltárására a komlósikai „Telér” tanösvényen – felmérés a Szent István Egyetem Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszékének műhelygyakorlata keretében. Kézirat.
- GOMEZ-LIMON F. J., DE LUCIO J. 1995: Recreational activities and loss of diversity in grasslands in Alta Manzanares Natural Park, Spain. *Biological Conservation* 74: 99–105.

- HUGO M. L. 1999: A Comprehensive Approach Towards the Planning, Grading and Auditing of Hiking Trails as Ecotourism Products. *Current Issues in Tourism* 2: 138–173.
- ILLYÉS Z. 2006: A *Liparis loeselii* hazai elterjedése és érzékeny környezet-változást jelző Velencei-tavi élőhelyének vegetáció-térképe. *Tájökológiai Lapok* 4: 149–168.
- KARANCSI Z., HORVÁTH G. 2000: A Medves-térség úthálózatának tájökológiai szempontú értékelése. A táj változásai a Kárpát-medencében a történelmi események hatására. *Gödöllő*, pp. 228–232.
- LEOPOLD et al. 1971: A Porcedure for Evaluating Environmental Impact; US Geological Survey Circular 645, US Geological Survey Washington, D. C, USA.
- LÓCZY D. 2002: Tájéértékelés, földértékelés. Dialóg Campus Kiadó, Budapes-Pécs, pp. 234-239.
- MARION J. L., FARRELL T. A 2002: Management practices that concentrate visitor activities: camping impact management at Isle Royale National Park, USA. *Journal of Environmental Management* 66: 201–212.
- MARTONNÉ ERDŐS K., BODNÁR R. 2004: A Tisza-tavi turizmus hatása a természeti környezetre. *ÖKO/Ökológia * Környezetgazdálkodás * Társadalom* 12: 23–36.
- MCNEELY J. A., THORSELL J. W., CEBALLOS-LASCURÁIN H. 1992: Guidelines, development of national parks and protected areas for tourism/prepared with the assistance of IUCN, World Tourism Organization Madrid.
- MIKHÁZI ZS., MOHÁCSI S. 2008: A turizmus hatása Visegrad környezetére. 4D: Tájépítészeti és kertművészeti folyóirat 9: 16–25
- MORGAN J. M., KUSS F. R 1986: Soil loss as a measure of carrying capacity in recreation environments. *Environmental Management* 23: 453–465.
- MOSISCH T. D., ARTHINGTON A. H. 1998: The impacts of power boating and water skiing on lakes and reservoirs. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 3: 1–17.
- ORSZÁGOS ÖKOTURIZMUS FEJLESZTÉSI STRATÉGIA 2008: Az Önkormányzati Minisztérium Turisztikai Szakállamtitkársága megbízásából készült tanulmány, pp. 133–134. www.mth.gov.hu/download.php?ctag=download&docID=422
- PÉNZES E. 2008: Applying impact assessment methods in tourism – methodology, toolkit and case studies. Conference proceeding from the International Tourism Research Conference „Sustainable Tourism Development”, CM-Gruppe, Stockholm pp. 113–126.
- PÉNZES E., FORMÁDI K., MAYER P. 2002: A turizmus hatásai az erdőre – esettanulmány a Balaton-felvidéken. Kézirat. Tanulmány a Tetra Pak Alapítvány megbízásából.
- PUCZKÓ L. 1999: Turizmus és környezet. Turizmus vagy környezet? PhD értekezés. Budapesti Közgazdaságtudományi Egyetem.
- PUCZKÓ L., RÁTZ T. 2002: A turizmus hatásai. *Aula* pp. 293–307.
- SMITH A. J., NEWSOME D. 2002: An Integrated approach to assessing, managing and monitoring campsite impacts in Warren National Park, Western Australia. *Journal of Sustainable Tourism* 10: 343–359.
- SUN D., LIDDLE M. J. 1993: A survey of trampling effects on vegetation and soil in eight tropical and subtropical sites. *Environmental Management* 17: 497–510.
- TÖRN A., TOLVANEN A., NOROKORPI Y., TERVO R., SUKAMAKI P. 2009: Comparing the impacts of hiking, skiing and horse riding on trail and vegetation in different types of forest. *Journal of Environmental Management* 90: 1427–1434.
- WALLACE G. N. 1993: Visitor management: Lessons from Galápagos National Park. In: LINDBERG, K., HAWKINS D. E.: *Ecotourism: A Guide for Planners and Managers*. The Ecotourism Society, North Bennington, Vermont pp. 72–74.
- WEAVER T., DALE D., 1978: Trampling effects of hikers, motorcycles and horses in meadows and forests. *Journal of Applied Ecology* 15:451–457.
- WHINAM J., CHILCOTT N. 1999: Impacts of trampling on alpine environments in central Tasmania. *Journal of Environmental Management* 57: 205–220.
- WHINAM J., CHILCOTT N. 2003: Impacts after four years of experimental trampling on alpine/sub-alpine environments in western. Tasmania *Journal of Environmental Management* 67: 339–351.

APPLICABILITY OF TOURISM IMPACT ASSESSMENT METHODS

E. PÉNZES

University of Pannonia, Department of Tourism
H-8200 Veszprém, Egyetem str. 10.
e-mail: epenzes@almos.uni-pannon.hu

Keywords: nature based tourism, impact assessment, carrying capacity, tourism

Nature based tourism needs to consider not only effective planning, but also monitoring, environmental auditing and impact assessment.

Tourism researchers and managers increasingly emphasize the necessity of impact assessment in tourism, the need to measure impacts of tourism. On the one hand, measuring and handling the impacts are the elements of sustainability and on the other, it provides the basis for development and planning. The aim of this research was to identify and work out impact assessment methods and then create a framework methodology for tourism managers to help them with selecting the best method and to start measuring the environmental impacts and the state of the tourism infrastructure. Most of the methods have to be operated by tourism managers - who do not have any qualification in natural sciences, thus, it was considered, which methods they can most easily apply.

After appraising and systematizing the methods, I shaped a new methodology for choosing the best method for a given situation and location. In the course of a multi-stage decision process the tourism managers will be able to select the best assessment method they need to apply to measure the impacts of tourism.

ADATOK A SISKA NÁDTIPPAN (*CALAMAGROSTIS EPIGEIOS* (L.) ROTH) CÖNOLÓGIAI VISZONYAIHOZ DÉL-TISZÁNTÚLI GYEPEKBEN

HÁZI Judit¹, NAGY Anita¹, SZENTES Szilárd², TAMÁS Júlia³, PENKSZA Károly¹

¹Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék

²Szent István Egyetem, Növénytermesztési Intézet, Gyepgazdálkodási Osztály

³Magyar Természettudományi Múzeum, Növénytár, 1476 Budapest, Pf. 122.

2103 Gödöllő, Páter Károly út 1., e-mail: hazijudit246@gmail.com

Kulcsszavak: társulás, szukcesszió, magassárrét, löszgyep, többváltozós analízis

Összefoglalás: Biharugra környékén végeztünk cönológiai vizsgálatokat löszpusztarét és magassárrét állományokban. Mindkét társulásból természetközeli és siska nádtíppan (*Calamagrostis epigeios*) domináta állományokat is felkerestünk, és egyenként 7–7 reprezentatív cönológiai felvételt készítettünk. Munkánk során arra kerestük a választ, mennyiben befolyásolja egy faj felszaporodása a különböző növénytársulások cönológiai viszonyait, melyek azok a fajok amelyek leggyakrabban fordulnak elő a siska nádtíppannal együtt, melyek azok amelyek a legritkábban, illetve melyek tűnnek el a vegetációtípusból a siska nádtíppan megjelenésével. Összehasonlítva az intakt, illetve a siskanád által előzönlött társulásokat, a következőket tapasztaltuk: a magassárrétek átlagos fajszáma igen hasonló a két szituációban (7,85, illetve 7,28), míg a természetközeli löszgyepek 30,85-os fajszámához képest a siskanádas állományok fajszegények (13,14 faj kvadrátonként). Az összborítást érintetlen mocsárrét esetében 81,7%-nak találtuk, siskanáda állományban ez az érték magasabb, 100,85% volt. A löszgyepeknél a tendencia ezzel ellentéts volt, 122,29%-ról 97,51%-ra csökkent a növényzet borítása, feltehetőleg a gyepek szegényesebb színtezettsége miatt. A siska nádtíppan által dominált állományokban a *Calamagrostis* mennyisége mocsárréten 77,9%-ot, löszgyepen 51,4%-ot tett ki. A siska nádtíppan az eredeti gyepek fajait jelentősen háttérbe szorította, egymáshoz viszonyított mennyiségüket teljesen megváltoztatta. A felvételek többváltozós elemzésével három nagy csoportot különítettünk el: az intakt mocsárréteket, az intakt löszgyepek és a siska nádtíppan által dominált löszgyep és magassárrét felvételek csoportját. Megállapítottuk, hogy a siska nádtíppan domináta állományok elvesztik eredeti jellegzetességüket és jobban hasonlítanak egymásra, mint az előzönlött társulásra.

Bevezetés

A siska nádtíppan (*Calamagrostis epigeios*) (L.) ROTH különböző társulásokban betöltött szerepét vizsgáltuk dél-tiszántúli gyepekben. Munkánk során arra kerestük a választ, mennyiben befolyásolja egy faj felszaporodása a különböző növénytársulások cönológiai viszonyait, melyek azok a fajok amelyek leggyakrabban fordulnak elő a siska nádtíppannal, melyek azok amelyek a legritkábban, illetve melyek tűnnek el.

A siska nádtíppan (*Calamagrostis epigeios*) erőteljes, gyakran 1–1,5 méterre is megnövő pázsitfű faj. Virágzási ideje júniustól augusztusig tart. Virága tömött, füzéres buga, hengeres, hosszúkas, ibolyás színű. A füzérek csomósan állnak, egyvirágúak, valamennyi egyforma. Szára merev, felálló, felső részében a levelekkel együtt érdes, emiatt a jószág nem szereti, takarmányként teljesen értéktelen. Levéllemeze sima vagy összegöngyöldött, 4–20 mm széles, kékeszöld, nyelvecskéje megnyúlt. Tarackos növény, évelő, hemikriptofiton (PENKSZA in KIRÁLY 2009).

Hazánkban őshonos, de invázióra hajlamos növényfaj, nagyon rövid idő alatt képes meghódítani nyílt talajfelszíneket, meddőhányókat, roncsolajokat, felhagyott szántókat és szőlőket. Ujvárosi (1957) szerint az egész országban közönséges, száraz tölgyesek

tisztásain és irtásain, feltört homoki gyepekben, folyók partján, hordalékon, szőlők között, parlagokon, akácokban, töltéseken fordul elő. A talajt mélyen kiszáritja, és sűrű állományával meggátolja a feltörés előtti vegetáció kialakulását. Irtása nehéz, csak gyökereinek kiszedésével lehetséges. Vegyszeres gyomirtókkal szemben ellenálló.

(MAJER 1962) szerint fényigényes faj, amely főleg irtásokban vágásokban található tömegesen. Gyökérszete és kúszó tarackja tömött és vastag réteget ad, durva, nehezen korhadó, merev levél- és szármaradványokkal szövedéket képez. A talaj szellőzését, a csapadék lejutását, tehát a talaj kellő vízgazdálkodását és így a csemeték megtelepedését akadályozza.

A Visegrádi-hegység fiatal cseres-tölgyeseinek lágyszárúsztípusában a második leggyakoribb faj a *Poa nemoralis* után (CSONTOS 1996, 2004).

A siska nádtípus a parlagterületek vizsgálatával egyre inkább a hazai botanikusok érdeklődésének homlokterébe kerül. A dunántúli vulkáni tanúhegyek szőlőkultúráit vizsgálva a tipikus és gyakori gyomfajok között sorolták fel, amely borítása időben növekvő tendenciát mutatott (MIHÁLY 2005). Az Északi-középhegységhez tartozó Tardonai-domb-ság felhagyott szőlőparcelláiban is megfigyelték a siska nádtípus monodomináns foltjait, amely elsősorban a fiatal felhagyásokra volt jellemző (SZIRMAI 2008).

Gyakran jelenik meg felszáraz gyepekben a legeltetés felhagyását követően, ahol a faj szerkezetátalakító hatása először mikroléptékben figyelhető csak meg (SOMODI et al. 2008).

Külföldön pedig már régóta tanulmányozzák szukcesszióban betöltött szerepe, fitoremediációs célú felhasználása és hálás növényi ökofiziológiai objektum mivolta miatt (FAILLE és FARDJAH 1977, MADZHUGINA et al. 2008).

Az agresszívan terjedő faj visszaszorítására tett kísérletek közül a kaszálás hatékony megoldásnak bizonyult, a *Calamagrostis epigeios* visszaszorulásával egyidőben a fajgazdagság növekedése volt tapasztalható (FRANZ és LEHMANN 2002, HÁZI és BARTHA 2006).

Anyag és módszer

A terepi felvételezést 2009. június-júliusban végeztük, Biharugra, Zsadány, Mezőgyán és Vésztő községek külterületén. A Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság felkérésére vizsgáltunk gyepeket, illetve térképeztünk, és eközben vizsgáltuk a siska nádtípussal előnőzlött vegetációs egységeket is.

A gyepekben 2 m×2 m-es cönológiai felvételeket készítettünk Braun–Blanquet módszerével (BRAUN-BLANQUET 1964), azzal a módosítással, hogy a fajok borítását %-ban adtuk meg.

A felvételeket két társulásban készítettük. Az egyik társulás a löszpusztaré (*Salvia nemorosae-Festucetum rupicolae* Zólyomi ex Soó 1964) tisztántúli változata volt, a másik társulás vagy társuláscsoport a zombékosok és magassásrétek (*Magocaricion elatae* Koch 1926) (BORHIDI és SÁNTA 1998).

Mindkét társulásból természetközeli és siska nádtípus domináns állományokat is felkerestünk, és egyenként 7–7 reprezentatív cönológiai felvételt készítettünk. Így lehetőségünk nyílt a degradált és természetes löszgyep és magassásrétek foltok cönológiai vizsgálatának elvégzésére.

A kvadrátonkénti fajszám és átlagborítás megállapításával arra keressük a választ, mennyiben befolyásolja egy faj felszaporodása a különböző növénytársulások cönológiai viszonyait. Melyek azok a fajok, amelyek leggyakrabban fordulnak elő a siska nádtípussal, melyek azok amelyek a legtrikáiban, illetve, melyek hiányoznak.

Mennyire mutatható ki egy agresszívan terjedő faj homogenizációs hatása, a siska nádtippan által dominált foltok mennyire veszítik el eredeti fajkészletüket? Terepi tapasztalataink alapján azt várjuk, hogy a fajszegény, siska nádtippanos löszgyep, illetve magassásrét állományok jobban hasonlítanak egymásra, mint az eredeti, intakt növénytársulásokra.

Az egyes felvételek helyét Garmin E-Trex kézi GPS készülék segítségével rögzítettük Excel táblázatba rendezve, többváltozós statisztikai módszerekkel, SYN-TAX (PODANI 2001) programok használatával további információkat nyertünk belőlük. A két társulás négy állományában készített összesen 28 cönológiai felvételt hierarchikus klaszteranalízissel elemeztük, a Bray-Curtis hasonlósági index használatával és a csoport-átlag módszerrel kapott, illetve az Euklidészi távolság figyelembe vételével készült dendrogramot elemeztük.

Eredmények és megvitatásuk

Az egyes társulások fajainak dominancia és frekvencia szempontjából történt értékelésének eredményei

A siska nádtippan által dominált vegetációs egységek fajszámára jellemző a fajszegénység: a löszgyepekben 13,14, a magassásréteken 7,28 kvadrátonkénti fajszámot találtunk. Ez megfelelt előzetes várakozásainknak, hiszen az eredeti állapotú löszgyep fajgazdagsága felülmúlja a magassásrétekét.

A siska nádtippantól mentes eredeti társulások közül a magassásrét átlagos fajszáma 7,85-nek adódott, míg a löszgyepben a kvadrátonkénti átlagos fajszám elérte a 30,85-öt. A siska nádtippan megjelenése tehát nem okozott nagy változást a fajszám tekintetében a magassásréten, viszont a löszgyep 30,85-ös fajszámából a siska nádtippan által degradált állományokban csak 13,14-et regisztráltunk.

Az átlagborítás a siska nádtippan dominálta mocsárréten 100,85%, a löszgyepben 97,51% volt; ez a két társulástípusban nem különbözött jelentősen.

A siska nádtippantól mentes eredeti társulások közül a magassásrét átlagos borítása 81,70% volt, míg a löszgyepben a kvadrátonkénti átlagos borítás elérte a 122,29%-ot. A magassásréten a borítás nőtt a siska nádtippan hatására, a löszgyepben viszont csökkent, valószínűleg az eredeti színtezettség elszegényítése miatt.

A siska nádtippanos löszgyep állományokban a leggyakoribb fajok a következők voltak: *Calamagrostis epigeios* 7, *Agrimonia eupatoria*, *Galium verum* 6–6 előfordulással, *Achillea collina* 5, *Fragaria viridis* 4, *Festuca rupicola* 4, ezt követik a gyom jellegű fajok: *Carduus acanthoides*, *Cirsium arvense*, a kozmopolita *Lotus corniculatus* és a *Thymus glabrescens*. Szintén jellemző a *Rubus caesius*, valamint az *Elaeagnus angustifolia* megjelenése, amely degradált élőhelyekre utal. Feltűnő volt a tiszántúli löszgyeppek karakterfajainak hiánya, részben a kis kiterjedésű természetközeli élőhelyfoltok miatt, részben a siska nádtippan mikorohabitat-átalakító hatásának következtében. A karakter-fajnak számító *Inula britannica* és *Filipendula vulgaris* megjelenése csak 1–2 felvételre korlátozódott.

Frekvencia szempontjából kevésbé jelentős, de abundáns a *Festuca rupicola*, ami 10,3%-os borítási értékével az uralkodó *Calamagrostis* (51,4%) után a második faj. Emellett jellemző a gyakori és egyben nagy területet borító *Galium verum* (8,9%). A következő faj a *Thymus glabrescens* (5,9%), amely frekvencia szempontjából a közepesen gyakori fajok közé sorolható.

Az intakt löszgyepek leggyakoribb fajai a *Festuca rupicola*, *Fragaria viridis*, *Poa angustifolia* és *Achillea collina* voltak, amelyek valamennyi felvételen szerepeltek. Hat felvételen szerepelt fajok: *Agrimonia eupatoria*, *Filipendula vulgaris*, *Potentilla reptans*, *Thymus glabrescens*, *Convolvulus arvensis*. A *Calamagrostis epigeios* közepesen volt gyakori, csak 3 felvételen fordult elő, összesen 4%-os borításértékkel. A legnagyobb borítási értéket a *Festuca rupicola* (30%) érte el, azután a *Thymus glabrescens* (13%) és a *Fragaria viridis* (7,3%) következett.

A siska nádtippanos magassásrétek és kiszáradó magassásrétek leggyakoribb faja 7 előfordulással a *Calamagrostis epigeios*. A *Lythrum virgatum* 7 felvételen 5-ben fordult elő, ezt követi 4-es gyakorisággal a *Lycopus europaeus* és a *Poa palustris*, közepesen frekvens faj a *Lycopus exaltatus*, azonban a *Lysimachia nummularia* és a *Lythrum salicaria* kifejezetten ritkának tekinthető.

Általánosságban megfogalmazható az a hipotézis, hogy a *Calamagrostis epigeios* a leromlott állományokat tudja megtámadni, illetve a *Calamagrostis epigeios* megjelenése miatt a társulás érzékenyebb fajai kiszorulnak, a közönséges, kozmopolita fajok fokozatosan átveszik a dominanciát.

A siska nádtippan dominálta magassásréteken a *Calamagrostis epigeios* borítása igen magas, 77,9% volt. Frekvencia szempontjából nem, de abundancia szempontjából jelentősek a *Bolboschoenus maritimus* (3,6%) és a *Cirsium arvense* (3,6%) fajok, amelyek szórványos megjelenésük mellett jelentős borítást érnek el a vizsgált társulásokban. Szintén jelentős az *Atriplex hastata* (2,9%) és a *Carex acutiformis* (2,1%) borítása is.

Az intakt magassásrétek leggyakoribb fajai az *Agrostis stolonifera*, *Carex melanostachya* és a *Lycopus europaeus* 4–4 előfordulással. Az általunk vizsgált állományokban közepesen gyakori volt a *Cirsium brachycephalum*, ez azonban nem jellemző a Tiszántúl egészére, csak a Biharugra környéki mocsárrétek egyik típusáról mondható el. A szikesedésre, illetve sziki gyepek közelségére utal a *Beckmannia eruciformis* közepesen gyakori jelenléte.

A legnagyobb borítást elérő faj a *Bolboschoenus maritimus* (28,6%) és a *Carex melanostachya* (15%) voltak. A *Carex acutiformis* csak egy felvételen fordult elő, de ott domináns fajként.

1. táblázat Cönológiai felvételek a vizsgálati területen. Rövidítések: intakt magassásrétek m1-m7.
Table 1. Coenological relevés of the investigated area. Abbreviations: undisturbed wet meadows m1-m7,

Felvétel típusa / fajnév	m1	m2	m3	m4	m5	m6	m7
<i>Agrostis canina</i>	10	5					
<i>Agrostis stolonifera</i>				10	15	5	2
<i>Althaea officinalis</i>					2		
<i>Alopecurus pratensis</i>	20	15					2
<i>Beckmannia eruciformis</i>	10		3	15			
<i>Bolboschoenus maritimus</i>			90	60	50		
<i>Carex acutiformis</i>						45	
<i>Carex cuprina</i>		5					5
<i>Carex melanostachya</i>	15	15			15		60
<i>Cirsium brachycephalum</i>		5			3		2
<i>Elymus repens</i>	2				4		
<i>Galium palustre</i>		1			1	2	
<i>Glyceria fluitans</i>		3					
<i>Glyceria maxima</i>			3				

1. táblázat folytatása
Contd. Table 1.

<i>Felvétel típusa / fajnév</i>	<i>m1</i>	<i>m2</i>	<i>m3</i>	<i>m4</i>	<i>m5</i>	<i>m6</i>	<i>m7</i>
<i>Juncus effusus</i>	15	5					5
<i>Juncus inflexus</i>						3	
<i>Lycopus europaeus</i>	1		2	5	5		
<i>Lycopus exaltatus</i>		1					
<i>Lythrum virgatum</i>	1	1					
<i>Mentha longifolia</i>					5		
<i>Oenanthe silaifolia</i>	1	1					
<i>Poa angustifolia</i>	1						
<i>Poa palustris</i>		5					
<i>Potentilla anserina</i>					2		
<i>Potentilla reptans</i>						2	
<i>Rumex stenophyllus</i>				3			
<i>Schoenopectus lacustris</i>						5	
<i>Typha angustifolia</i>		2					
<i>Veronica scutellata</i>		1					

2. táblázat Cönológiai felvételek a vizsgálati területen.

Rövidítések: siska nádtippan dominálta magassásrétek cm1-cm7

Table 2. Coenological relevés of the investigated area.

Abbreviations: wet meadows invaded by *Calamagrostis* cm1-cm7

<i>Felvétel típusa / fajnév</i>	<i>cm1</i>	<i>cm2</i>	<i>cm3</i>	<i>cm4</i>	<i>cm5</i>	<i>cm6</i>	<i>cm7</i>
<i>Calamagrostis epigeios</i>	65	60	90	90	85	80	75
<i>Agrostis canina</i>	1						
<i>Agrostis stolonifera</i>		10					
<i>Alopecurus pratensis</i>		4				5	2
<i>Atriplex hastata</i>	5	15					
<i>Bidens frondosus</i>					1		
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	10	15					
<i>Carex acutiformis</i>	10	5					
<i>Carex melanostachya</i>	2						4
<i>Carex vulpina</i>			3		5		
<i>Cirsium arvense</i>						10	15
<i>Elymus repens</i>	1						
<i>Galium palustre</i>	2				1		
<i>Juncus effusus</i>				3		2	
<i>Lycopus europaeus</i>	1	1		1		1	
<i>Lycopus exaltatus</i>			1	1	1		
<i>Lysimachia nummularia</i>				1			
<i>Lythrum salicaria</i>							1
<i>Lythrum virgatum</i>			1	3	2	1	4
<i>Poa palustris</i>			2	2	1		2
<i>Rumex stenophyllus</i>	1						
<i>Symhytum officinale</i>				1	1		

3. táblázat Cönológiai felvételek a vizsgálati területen.

Rövidítések: intakt löszgyepek 11–17

Table 3. Coenological relevés of the investigated area.

Abbreviations: undisturbed loess-steppe grasslands 11–17

<i>Felvétel típusa / fajnév</i>	<i>11</i>	<i>12</i>	<i>13</i>	<i>14</i>	<i>15</i>	<i>16</i>	<i>17</i>
<i>Calamagrostis epigeios</i>	1	1					2
<i>Achillea collina</i>	5	5	3	2	2	3	3
<i>Agrimonia eupatoria</i>		1	2	1	1	1	1
<i>Agrostis stolonifera</i>			2				2
<i>Allium vineale</i>				1			
<i>Betonica officinalis</i>			3		3		
<i>Carduus acanthoides</i>	2			4			1
<i>Carex hirta</i>			2	1	1	1	1
<i>Carex muricata</i>				2		2	
<i>Carex praecox</i>			5	3	5	4	2
<i>Carex tomentosa</i>			2	1		1	2
<i>Centaurea pannonica</i>	1				2	1	
<i>Cirsium furiens</i>			2	2	5	1	2
<i>Convolvulus arvensis</i>	1		1	1	1	1	1
<i>Coronilla varia</i>						2	
<i>Crataegus monogyna</i>			1				
<i>Cynodon dactylon</i>			3	5	3	5	5
<i>Cynoglossum officinale</i>				2			
<i>Dactylis glomerata</i>						2	
<i>Dipsacus laciniatus</i>			2		1		1
<i>Elymus repens</i>			2	5	2	2	2
<i>Erigeron annuus</i> subsp. <i>annuus</i>					1		1
<i>Eryngium campestre</i>	4	3	2	5	3	2	5
<i>Euphorbia cyparissias</i>				3	2		2
<i>Euphorbia salicifolia</i>						1	
<i>Euphorbia virgata</i>		2	2		2	2	1
<i>Festuca arundinacea</i>			2	2	5	4	
<i>Festuca pratensis</i>		3					
<i>Festuca pseudovina</i>	20	10					
<i>Festuca rupicola</i>	15	25	25	30	40	40	35
<i>Filipendula vulgaris</i>	1		2	2	2	4	1
<i>Fragaria viridis</i>	5	2	20	3	3	15	3
<i>Galium verum</i>	5	10					
<i>Inula britannica</i>						1	
<i>Iris spuria</i>							5
<i>Knautia arvensis</i>			2			1	1
<i>Koeleria cristata</i>							2
<i>Lathyrus tuberosus</i>			2	1	1	1	1
<i>Lotus corniculatus</i>	2	1			2		1
<i>Medicago lupulina</i>	15	15					
<i>Mentha longifolia</i>			4	1			
<i>Odontites rubra</i>		1	1	1	1		1
<i>Ononis spinosa</i>						2	
<i>Picris hieracioides</i>	1	1				2	

3. táblázat folytatása
Contd. Table 3.

<i>Felvétel típusa / fajnév</i>	<i>l1</i>	<i>l2</i>	<i>l3</i>	<i>l4</i>	<i>l5</i>	<i>l6</i>	<i>l7</i>
<i>Pimpinella saxifraga</i>					2	2	3
<i>Plantago lanceolata</i>	1	2					
<i>Plantago media</i>	1				1		2
<i>Poa angustifolia</i>	4	2	2	2	2	5	5
<i>Polygonum convolvulus</i>				1			
<i>Potentilla reptans</i>	1		3	2	1	2	1
<i>Prunella laciniata</i>							2
<i>Prunus spinosa</i>			2			1	
<i>Ranunculus polyanthemos</i>					1	1	1
<i>Rubus caesius</i>			3		3	3	
<i>Salvia aethiopis</i>	1						
<i>Salvia nemorosa</i>	8	3					
<i>Salvia pratensis</i>			4	2	3	4	5
<i>Seseli annuum</i>						1	
<i>Thalictrum minus</i>				2			
<i>Thesium arvense</i>					1	1	
<i>Thymus glabrescens</i>	2		25	4	25	10	25
<i>Torilis</i> sp.				1			
<i>Trifolium arvense</i>							1
<i>Trifolium campestre</i>	15	3	1	1			3
<i>Trifolium pratense</i>	1	2					
<i>Trifolium repens</i>	10	15					
<i>Verbascum blattaria</i>					1		
<i>Verbena officinalis</i>	1	1		1	3		
<i>Veronica spicata</i>			1		1		1
<i>Vicia lathyroides</i>						1	
<i>Viola kitaibeliana</i>				1			

4. táblázat Cönológiai felvételek a vizsgálati területen.

Rövidítések: sikska nádtíppan dominálta löszgyepek c11-c17

Table 4. Coenological relevés of the investigated area.

Abbreviations: loess-steppe grasslands invaded by *Calamagrostis* c11-c17

<i>Felvétel típusa / fajnév</i>	<i>c11</i>	<i>c12</i>	<i>c13</i>	<i>c14</i>	<i>c15</i>	<i>c16</i>	<i>c17</i>
<i>Calamagrostis epigeios</i>	70	60	20	50	60	40	60
<i>Achillea collina</i>	2	1	3	3	5		
<i>Agrimonia eupatoria</i>	1	1	1	2		3	2
<i>Carduus acanthoides</i>	1	2				1	
<i>Carex tomentosa</i>				1	1		
<i>Cirsium arvense</i>	5	4			1		
<i>Coronilla varia</i>					1		
<i>Crataegus monogyna</i>	2						
<i>Cynoglossum officinale</i>	1					1	
<i>Daucus carota</i>	1		0.1				
<i>Elaeagnus angustifolia</i>				3			

4. táblázat folytatása
Contd. Table 4.

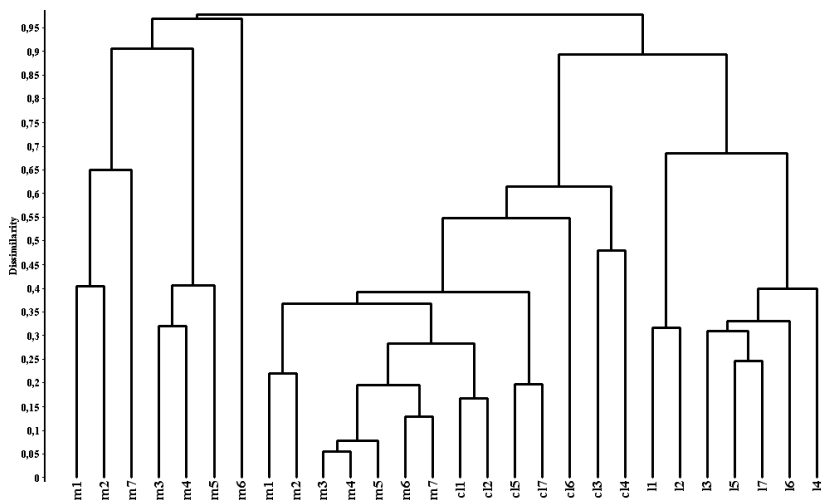
<i>Felvétel típusa / fajnév</i>	<i>cl1</i>	<i>cl2</i>	<i>cl3</i>	<i>cl4</i>	<i>cl5</i>	<i>cl6</i>	<i>cl7</i>
<i>Elymus repens</i>			2				
<i>Epilobium hirsutum</i>	1						
<i>Eryngium campestre</i>			1			2	
<i>Euphorbia virgata</i>	2		2				
<i>Festuca pratensis</i>			2				
<i>Festuca rupicola</i>			30	30	2		10
<i>Filipendula vulgaris</i>				1			1
<i>Fragaria viridis</i>		0.1	10		2		5
<i>Galium verum</i>	5	5	10		20	2	20
<i>Inula britannica</i>			0.1				
<i>Lathyrus tuberosus</i>							1
<i>Lotus corniculatus</i>	1			5		3	
<i>Lotus siliquosus</i>				10			
<i>Medicago lupulina</i>			2				
<i>Mentha longifolia</i>	2		1				3
<i>Odontites rubra</i>	1						
<i>Picris hieracioides</i>			1				
<i>Pimpinella saxifraga</i>							1
<i>Plantago lanceolata</i>			1				
<i>Plantago media</i>					2	1	
<i>Poa angustifolia</i>	2		4				
<i>Polygonum convolvulus</i>	1						
<i>Potentilla reptans</i>					2		
<i>Prunus spinosa</i>							1
<i>Rosa sp.</i>					1		
<i>Rubus caesius</i>		1	1				
<i>Salvia nemorosa</i>			2				
<i>Senecio acutifolius</i>			0.1				
<i>Stachys germanica</i>			0.1				
<i>Thymus glabrescens</i>					10	30	1
<i>Trifolium arvense</i>	1					2	
<i>Trifolium campestre</i>			5			5	
<i>Trifolium repens</i>			3				
<i>Verbena officinalis</i>			1				

A többváltozós adatfeltárési módszerek eredményei

A két társulás négy állományában készített összesen 28 cönológiai felvételt először hierarchikus klaszteranalízissel elemeztük, a SYN-TAX 2000 programcsomag segítségével. A Bray-Curtis hasonlósági index használatával és a csoportátlag módszerrel kapott dendrogram az 1. ábrán látható.

A felvételek három nagy csoportra különülnek el. Először az intakt magassásrétek válnak el, azután az intakt löszgyepek. Végül a harmadik csoportot a siska nádtippán

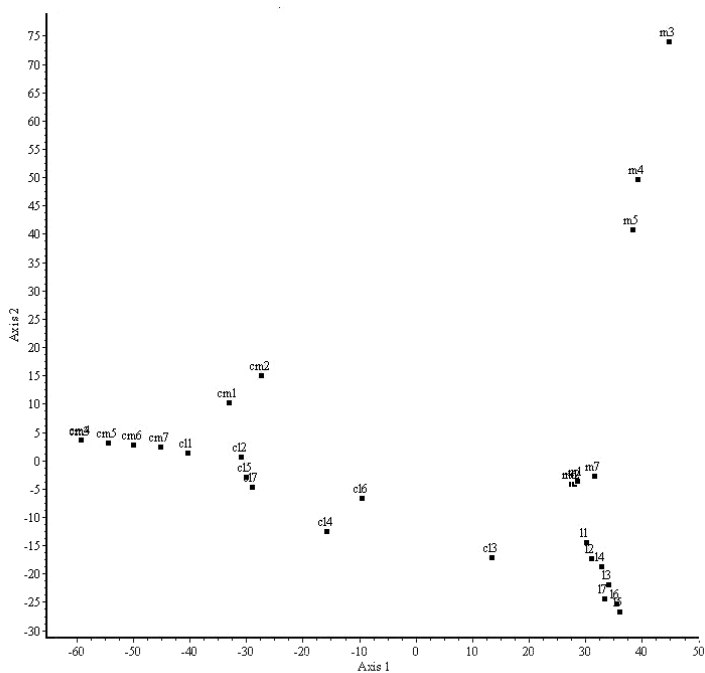
dominálta löszgyep és magassásrét felvételek adják, amely eredmény megfelelt a null-hipotézisünknek, mely szerint a siska nádtippán dominálta állományok elvesztik eredeti jellegzetességüket és jobban hasonlítanak egymásra, mint az előzőnlött társulásra. Ezt támasztja alá az is, hogy a dendrogramon a siska nádtippán által dominált felvételek keverten jelennek meg, vagyis nem különülnek el az eredetileg magassásréti és löszgyepi felvételek egymástól. A 2. ábrán látható főkoordináta analízis eredményeként is ezt a három fő csoportot figyelhetjük meg.



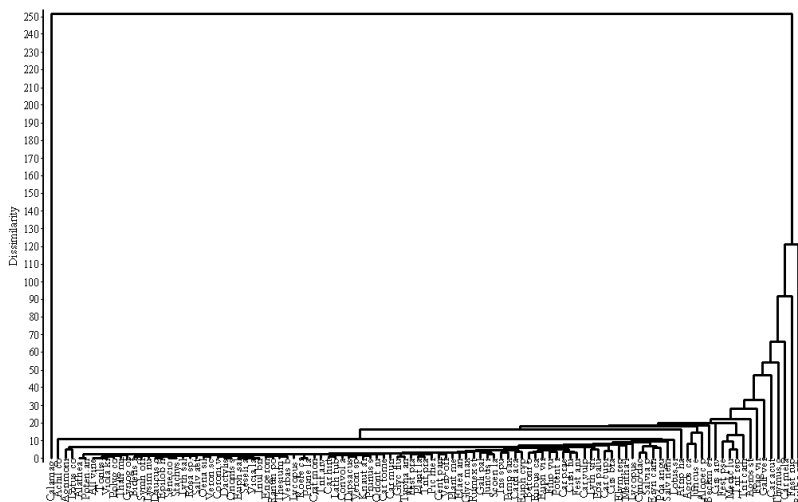
1. ábra Biharugrai mocsárrét és löszgyep állományok hierarchikus osztályozása. Rövidítések: intakt magassásrét m1-m7, intakt löszgyepek l1-l7, siska nádtippán dominálta magassásrét cm1-cm7, siska nádtippán dominálta löszgyepek c11-c17.

Figure 1. Hierarchical classification of wet meadows and loess-steppe grasslands in Biharugra region, Hungary. Abbreviations: undisturbed wet meadows m1-m7, undisturbed loess-steppe grasslands l1-l7, wet meadows invaded by *Calamagrostis* cm1-cm7, loess-steppe grasslands invaded by *Calamagrostis* c11-c17.

Megvizsgáltuk, hogy mely fajok eloszlása állhat a háttérben, illetve mely fajok viselkedése volt a domináns fűfajéhoz leginkább hasonló. A 3. ábra a fajok mennyiségi adataiból csoportátlag módszerrel és az Euklidészi távolság figyelembe vételével készült dendrogramot mutatja be. Jól megfigyelhető, hogy a *Calamagrostis epigeios* a többi fajtól élesen elkülönül. A fajlistán szereplő 109 faj közül a *Calamagrostis epigeios*-hoz leginkább a *Bolboschoenus maritimus* viselkedése volt hasonló, ezt követte a *Festuca rupicola* és a *Carex melanostachya*. Ezek a fajok mind képesek kisebb-nagyobb monodomináns állományokat létrehozni, az egyszikűek közül kerülnek ki, pázsitfűvek vagy sások. A negyedik leghasonlóbb faj a kétszikű *Galium verum*, ezt követi a *Fragaria viridis*, és az *Agrostis stolonifera*. Láthatjuk, hogy az első nyolc „siska nádtippánhoz hasonló viselkedésű” faj között egyaránt megtalálhatóak a löszgyepek (pl. *Festuca rupicola*) és a mocsárrét (pl. *Bolboschoenus maritimus*) domináns fajai is.



2. ábra A Bray-Curtis index használatával készült ikoordinata analízis által kirajzolt három nagy csoport szintén a siska nádtippán állományok egymáshoz való hasonlóságát mutatja meg.
 Figure 2. Scattergram of the quadrats using Principal Coordinate analysis and Bray-Curtis dissimilarity index. The three groups of objects show the uniformising effect of Calamagrostis epigeios invasion on wet meadows and loess steppe grasslands



3. ábra Biharugrai magassásrét és löszgyep állományok leggyakoribb edényes növényfajainak hierarchikus osztályozása
 Figure 3. Hierarchical classification of the most abundant vascular plant species of wet meadows and loess-steppe grasslands in Biharugra region, Hungary

A további kutatásokat annak eldöntésére tervezzük, hogy a siska nádtippán dominanciája egy leromlási folyamat része vagy a regenerációs állapotterek egyik megvalósulási formája-e. Ennek a kérdésnek az eldöntésére a kvadrátok ismételt felvételezését tervezzük.

Köszönetnyilvánítás

Munkánkoz nyújtott segítségükért köszönet illeti a Körös Maros Nemzeti Park Igazgatóság munkatársait: Sallainé Kapocsi Juditot, Bota Viktóriát, Fazekas Editet, Kalivoda Bélát és Tirják Lászlót. A kézirat lelkiismeretes átnézését és hasznos tanácsait Falusi Eszternek és Csontos Péternek köszönjük.

Irodalom

- BORHIDI A., SÁNTA A. (szerk.) 1998: Magyarország növénytakarásainak Vörös Könyve, Országos Természetvédelmi Hivatal, Budapest.
- BRAUN-BLANQUET J. 1964: Pflanzensoziologie. Wien - New York.
- CSONTOS P. 1996: Az aljnövényzet változásai cseres-tölgyes erdők regenerációs szukcessziójában, *Synbiologia Hungarica* 2 (2), Scientia Kiadó, Budapest.
- CSONTOS P. 2004: Fiatal vágásterületek jellemzése a Visegrádi-hegység cseres-tölgyes övéből. *Folia Hist.-Nat. Mus. Matraensis* 28: 57–66.
- FAILLE, A., FARDJAH, M. 1977: Structure and evolution of *Calamagrostis epigeios* (L.) ROTH. populations in Fontainebleau Forest. *Oecologia Plantarum* 12: 323–341.
- FRANZ R., LEHMANN C. 2002: Restoration of a Landfill Site in Berlin, Germany by Spontaneous and Directed Succession. *Restoration Ecology*.
- HÁZI J., BARTHA S. 2006: A siskanádt (*Calamagrostis epigeios* L. Roth.) visszaszorításának lehetőségei kaszálással. *Kitaibelia*, 11: 54.
- MADZHUGINA Y. G., KUZNETSOV V. V., SHEVYAKOVA N. I. 2008: Plants inhabiting polygons for megapolis waste as promising species for phytoremediation. *Russian Journal of Plant Physiology* 55: 410–419.
- MAJER A. (szerk.) 1962: Erdő- és termőhelytipológiai útmutató, Országos Erdészeti Főigazgatóság, Mezőgazdasági Könyv- és Folyóiratkiadó Vállalat, Budapest.
- MIHÁLY B. 2005: Szőlők gyomnövényei három vulkáni tanúhegyen, Doktori (PhD) értekezés, Gödöllő.
- PENKSZA K. 2009: *Calamagrostis* – Nádtippán. In: KIRÁLY G. (szerk.): Új magyar fűvészkönyv. pp. 529–530.
- PODANI J. 2001. SYN-TAX 2000: Computer programs for data analysis in ecology and systematics. User's Manual. Scientia, Budapest.
- SOMODI I., VIRÁGH K., PODANI J. 2008: The effect of the expansion of the clonal grass *Calamagrostis epigeios* on the species turnover of a semi-arid grassland. *Applied Vegetation Science* 11: 187–192.
- SZIRMAI O. 2008: Botanikai és tájtörténi vizsgálatok a Tardonai-dombság területén, Doktori (PhD) értekezés, Gödöllő.
- UJVÁROSI M. 1957: Gyomnövények, gyomirtás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.

CLASSIFICATION OF *CALAMAGROSTIS EPIGEIOS* (L.) ROTH DOMINATED
WET AND DRY GRASSLANDS IN BIHARUGRA

J. HÁZI¹, A. NAGY¹, SZ. SZENTES², J. TAMÁS³, K. PENKSZA¹

¹ Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management,
Department of Nature Conservation and Landscape Ecology,

² Department of Turf

H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., email: hazijudit246@gmail.com

³ Botanical Department of the Hungarian Natural History Museum, P. O. Box 222., H-1476, Hungary

Keywords: habitat, succession, wet meadow, loess steppe, multivariate analysis

Summary: We worked in large sedge communities and loess steppe grasslands in the Easternmost part of the Great Hungarian Plain nearby Biharugra. Stands of both associations were studied, being in undisturbed state or invaded by *Calamagrostis epigeios*. 7 representative coenological relevés were investigated in both types of stands. We worked on looking for answers regarding how may the accumulation of a dominant species affect different plant communities, which are the most common species occurring together with *Calamagrostis* and which are those that live in parallel with it only occasionally. Comparing the intact stands and those invaded by *Calamagrostis*, the following results can be stated. The average number of species in large sedge communities are very similar in the two situations (7.85 and 7.28), while in loess steppe grasslands, those in close-to-natural state carry an average of 30.85 species and those dominated by *Calamagrostis* (13.14 species) are poor in species. The total cover of intact large sedge 100.85%, respectively. In the loess steppe grasslands the opposite trend was found as 122.29% and 97.51%. In the stands dominated by *Calamagrostis*, its coverage was 77.9% in large sedge communities and 51.4% in loess steppes. The *Calamagrostis* has overshadowed the original grass species significantly, the relative volume has changed. The recordings multivariate analysis distinguished three major groups: the intact in large sedge communities, the intact loess grasslands and *Calamagrostis* dominated types. We found that the *Calamagrostis* dominated stands lose their original property and are more similar to each other than to the original associations.

AZ ERDEI LEGELTETÉSRE, A FÁS LEGELŐK ÉS LEGELŐERDŐK HASZNÁLATÁRA VONATKOZÓ 1791 ÉS 1961 KÖZÖTTI TÖRVÉNYEK

SALÁTA Dénes¹, HORVÁTH Soma¹, VARGA Anna²

¹Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: salata.denes@kti.szie.hu, giccsgyaros@gmail.com

²Eötvös Lóránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/A., e-mail: varga.anna@gmail.com

Kulcsszavak: törvény, erdei legeltetés, fás legelő, legelőerdő

Összefoglalás: A gazdálkodás, a táj használata jelentős mértékben megváltozott az elmúlt 200 évben. A változások eredményeként számos, egykor nagyon elterjedt gazdasági tevékenység és területhasználat tűnt el mára, gondolva itt a teljesség igénye nélkül a makkoltatásra, az erdei legeltetésre, legelőerdőkre és fás legelőkre. Az erdőkben való legeltetés helyenként egészen a XX. század derekáig fennmaradt, azonban már egészen a korai időktől kezdve szabályozták, amely mutatja az erdők jelentőségét az állattartásban. Az 1791. évi LVII. törvénycikk, 1853. évi Urbéri Pátens, az 1871. évi LIII., az 1879. évi XXXI., az 1898. évi XIX., az 1913. évi X., az 1913. évi XXXIII., az 1935. évi IV., az 1945. évi VI. törvénycikkek és az 1961. évi VII. törvény segítségével követhető nyomon az erdei legeltetés és a hozzá kapcsolódó területhasználatok alakulása a kezdeti enyhébb szabályozástól egészen a teljes betiltásig.

Bevezetés

A táj használatának módja, mértéke és ezeknek alakulása jelentős befolyásoló tényezői a táj ökológiai, társadalmi és gazdasági változásainak. A tájhasználat változását többek között az azt szabályozó törvények és rendelkezések alakulásán keresztül követhetjük nyomon. Az egykor jellemző erdei legeltetés, fás legelők, legelőerdők szinte teljes eltűnése és a mai nagyrészt fátlan vagy felhagyott legelők jól szemléltetik ezt a folyamatot.

A hagyományos legeltetési rendszer keretében a háziállatok az egész határt bejárták, a legeltetés színtere nem csak a mai értelemben vett legelők voltak (ANDRÁSFALVY 2007, HEGYI 1978, VARGA és BÖLÖNI in press). Egykor gyakorlatilag minden alkalmas területen legeltettek, így az erdőkben is. A fás szárú növényzet jelentős, olykor kizárólagos takarmánybázist jelentett, amellet, hogy védelmet nyújtott az állatok és a pásztor számára szélsőséges időjárás esetén is. A fák legelő minőségét óvó szerepéről és jelentőségéről több legelő és gyepgazdálkodással foglalkozó tankönyv és jegyzet is beszámol (GRUBER 1960, VINCEFFY 2001). Az elmúlt évszázadban jelentősen megváltozott az állattartás módja, ma már törvényileg tiltott tevékenység az erdőkben való legeltetés. Időközben kialakult és az egész országban elterjedt és általános területhasználati típusok, mint a fás legelők és legelőerdők, mára már különleges és ritka élőhelyeknek számítanak.

Az erdei legeltetés és a fás legelők, legelőerdők egykori jelentőségére a nagyszámú peres anyagon kívül az állami és helyi szintű törvények hívják fel a figyelmet. Az erdők legeltetése, a legelő fás növényzetének védelme, illetve irtásra vonatkozó rendeleteket az 1500-as évektől kezdték írásba foglalni. Az erdők használatára vonatkozó állami szintű törvények gyűjteményét TAGÁNYI (1896) az Erdészeti Oklevéltárban I–III. foglalta össze. A helyi törvények, szabályozások legteljesebb gyűjteménye IMREH által összegyűjtött

székelyföldi falu rendtartások (IMREH 1973/a, 1973/b). Többek között ezeken, a munkákon keresztül vált ismerté, az a tény, hogy az erdőben való legeltetés a hagyományos állattartás és erdő használat része már évezredek óta nemcsak Nyugat-Európában, hanem az egész Kárpát-medencében is (VERA 2000, ANDRÁSFALVY 2007, VARGA és BÖLÖNI in press).

A hagyományos állattartás és az erdőhasználat az elmúlt 150-200 évben jelentősen átalakult és szinte teljesen meg is szűnt. Az intenzív rendszerek elterjedésével fordított arányban merültek feledésbe azok a hagyományos területhasználati rendszerek, illetve az állattartással kapcsolatos tapasztalati tudás, amely egykori gazdálkodásunk alapját jelentették. Jelenleg az extenzív termelésben, a természet- és tájvédelemben egyre nagyobb szerep és létjogosultság jut a több évszázad alatt kialakult és működőképes területhasználatoknak. Ezeknek megismeréséhez és újra értelmezéséhez szükséges áttekinteni a területhasználatra vonatkozó állami szintű törvényeket, melyek sokat segíthetnek a jövőbeni problémák megoldásában és lehetőségek feltárásában is.

Célunk, hogy egy áttekintést adjunk azokról az állami szintű törvényekről, melyek az erdők legeltetését, fás legelők és legelőerdők használatát, kialakítását, megszűnését szabályozták 1791 és 1961 között, felhívva a figyelmet ezen törvények és azt szabályozó erdei legeltetés, fás legelők és legelőerdők jelentőségére a Kárpát-medencében.

Anyag és módszer

Kutatásunk során kizárólag írásos forrásokat használtunk fel: Ezer év törvényei on-line adatbázis, TAGÁNYI: Erdészeti Oklevéltár I–III. Vizsgálatunk tárgya: 1791 és 1961 között megjelent erdei legeltetésre, fás legelők és legelőerdők használatára vonatkozó állami szintű törvények: 1791. évi LVII. törvénycikk (továbbiakban tc.), 1853. évi Úrbéri Pátens, az 1871. évi LIII. tc., 1879. évi XXXI. tc., az 1898. évi XIX. tc., 1913. évi X. tc., 1913. évi XXXIII. tc., 1935. évi IV. tc., 1945. évi VI. tc., 1961. évi VII. törvény (továbbiakban tv). A törvénycikkek és törvények eredeti szövege az Ezer év törvényei on-line adatbázisból származnak (HTTP 1.).

Felvázzoljuk a jelentősebbnek ítélt törvényeket szó szerinti idézetekkel, mintegy kronológiai sort felállítva az erdei legeltetés alakulásának összefüggéseiben, kitérve a téma szempontjából nagy jelentőségű legelő- és erdőtársulatok létrejöttét, működését szabályozó törvényekre is.

A törvények értelmezéséhez felhasználtuk többek között PETERCSÁK (1992), OROSZI (1995, 2005), ANDRÁSFALVY (2007) és VARGA és BÖLÖNI (in press) erdei legeltetésre, fás legelőkre, legelőerdőkre vonatkozó munkáit is.

Eredmények és megvitatásuk

1791. LVII. törvénycikk

Mária Terézia 1766–1767. évi Úrbérrendezése során felmérték a jobbágyok erdőhasználatát, ami lehetővé tette az erdőnek a földesúr és a jobbágyok részére történő elkülönítését. 1769. december 22-én megszületett az Erdőrendtartás, amely tanácsokat tartalmazott az erdők kezelését illetően, azonban a betartást a földesurakra és a közös erdők birtokosaira bízta. Kimondta továbbá, hogy az erdők fenntartása közügy, így a tisztí karból egy ember

megbízást kapott az erdők felügyelésére. Fatakarékossági szempontból szorgalmazták a fűrész használatát. Ettől kezdve az erdőgazdálkodás rohamos fejlődésnek indult. 1791. március 12-én az erdők pusztításának megakadályozására a magyar országgyűlés megalkotta a LVII. tc.-et (HTTP. 2.), mely az első magyar erdőtörvényként vált híressé. Ez a törvény az erdőket közhatalmi védelem alá vonta, valamint kimondta, hogy további korlátlan pusztítás esetén a közös erdők felosztásra kerülnek. További lépésként az 1807. évi XXI. tc. kimondta, hogy a hatóságok törekedjenek arra, hogy a parasztság házeit ettől kezdve ne fából építse (PETERCSÁK 1992), valamint szabályozta a legeltetést, előírta a tilalmakat, de nem lehetetlenítette el a legeltetést (JÁNÁSI 1997).

1812-ben Decrett József megalapozta a tervszerű fakitermelést és erdőfelújítást, hozzá kell azonban fűzni, hogy egészen a század végéig nem ültettek csemetéket. Tarvágás után 30-40 m-enként hagyásfákat, magfákat, anyafákat hagytak, azokról települt újra az erdő. Az ilyen erdőrészt vágásnak nevezték és 5–6 évig nem legeltették, hogy mielőbb újrasarjadjon. A magfákat csak akkor vágják ki, amikor a csemeték 1 m-re megnőttek (PETERCSÁK 1992), azaz kinőttek a marha szája alól. 1828-ban újra felmérték a jobbágyi haszonvételek alatt álló erdőket, különös figyelemmel a terület, a makkoltatás és a fa eladásából származó bevételre. 1840-re jogi alapot hívtak életre az erdei kihágások pénzbeli szankcionálására a XX. tc. formájában.

1853. évi Úrbéri Pátens

Az 1848 és 49-es történések egyik következményeként született meg 1853. március 2-án I. Ferenc József Úrbéri Pátense (HTTP. 3.), mely kimondja a legelők és erdők kötelező elkülönítését földesúr és úrbéres között, valamint az erdei haszonvételek szabályozását. Az úrbéri telkekkel együtt a volt jobbágyok megkapták az addig törvényesen elkülönített vagy majd elkülönítésre kerülő legelőket, valamint azokat az erdőket és nádasokat, amelyeken addig a faizást gyakorolhatták. Az 1853-ig megtörtént elkülönítésekre és bővítésekre az addigi törvények vonatkoztak (7. §). A törvény szabályozta az irtásföldek ügyét is, így a törvényesen, szerződés által átruházott és a létfenntartáshoz szükséges területek maradtak az akkori tulajdonosuknál, az esetleges tartozás megváltása fejében. Egyébiránt minden irtásföld, ha egyéb szerződés nem vonatkozott rá a volt földesurak által visszaváltható volt a megszabott időn belül, az úrbéri törvény által rögzített módon, ellenkező esetben az éppen jelenlegi birtokos kizárólagos tulajdonává vált és csak a területhez kötődő szolgáltatásokat kellett megváltani (9. §). A törvényben szerepel az erdők elkülönítésének a rendezése is miszerint azok a volt jobbágyok, akik törvényesen gyakorolták faizási jogukat, az általuk addig használt erdőből a haszonvételeknek megfelelő részt hasították ki. A fennmaradt erdőtér a volt földesurat illette. A kihasított területek tulajdonosait teljes használati jog illette meg az erdőrendőrségi szabályok betartása mellett. Ugyanez az előírás vonatkozott az egyes jobbágyok vagy egész községek számára már kihasított erdőkre nézve is (10. §). Az elkülönítés során figyelembe vették az erdők minőségét, a helyi szokásokat is. Lehetőség volt 2 holdnál kisebb részek kihasítására is, azonban megfogalmazódott a felosztás helyett a failletményre való átszámítás és kiszolgáltatás, az elaprózódás elkerülése érdekében. A legeltetés mint minden egyéb használati jog minden fél számára csak a számára kihasított és általa birtokolt területen lett gyakorolható. Ott ahol kérték, pedig a tagosítást a legelő elkülönítésével és az erdei haszonvételek szabályozásával egyidejűleg kellett elvégezni (25. §). Ez a most már kötelező elkülönítés a gazdasági egybekapcsoltság (földesúr és

parasztbirtok között) és a határhasználati közösség felszámolását jelentette, mely lépés jelentős feltétele volt a kapitalista agrárfejlődés kibontakozásának, már az 1800-as évek derekán.

1871. LIII. törvénycikk

Szűk 20 év elteltével született meg az 1871. évi LIII. tc. (HTTP. 4.), amely az úrbéres erdők szabályozását tartalmazza. A tc. alapján nem tartoztak többé úrbéri rendezés alá azok az erdők, amelyeket saját községi, házhoz osztott, szerződés vagy ítélet által örökösen a községnek átadtak, így ezek a volt úrbéresek tulajdonát képezték (23. §).

Lényegében kimondja, hogy ahol a volt jobbágyok 1848-ig gyakorolták törvényesen a faizást, ott kapnak az addigi haszonvételük arányának megfelelő részt az erdőből. Így az elkülönített, illetve kiszakított részekben a volt jobbágyot ugyanúgy, mint a volt földesurat a megmaradt részben, a teljes tulajdonjog és a rendszabályok által megengedett összes erdei haszonvétel megillette (PETERCSÁK 1992).

„...A hol a volt jobbágyok 1848. évi január 1-ig a faizás törvényes élvezetében voltak, a helyett számokra azon erdőből, melyben a faizást törvényesen gyakorolták, egy azon haszonvételnek megfelelő rész leszen kihatandó...” (25. §).

Ekkor is jelen volt az erdők szétaprózódásának a veszélye, hiszen egy jobbágytelekhez tartozó erdőrészen akár nyolc, volt úrbéri zsellér is osztozhatott, ezért a földesúritól különválasztott erdőt és legelőt nem osztották szét a volt jobbágyok és zsellérek között. Közös kezelésben maradtak és osztatlanul birtokolták ezeket a területeket, így az elkülönített úrbéri erdők ettől kezdve közös erdőkként voltak kezelendők. Összességében a volt úrbéresek és a jogutódok oszthatatlan tulajdona lett. Ez a közös tulajdon nem egyezik meg még csak említés szintjén sem az 1949 és 1951 között végbement folyamatok végeredményeként létrejött „közös” tulajdonnal, hiszen itt mindenki „részes” volt, tehát az őt megillető mértékben birtokolta az erdőt. A legelők esetében a tagok a legelőjogok arányában hajthatták ki állataikat a közös csordába, gulyába. Ennek alapján kellett részt venniük a legelő minden tavasszal szükséges tisztításában, amikor kivágják a felesleges bokrokat, töviseket, a legelőerdőben pedig a fák egy részét is (PETERCSÁK 1992), ezt később részletezzük.

Külön fejezetben szerepel a legelő-elkülönítés (VII. Fejezet). Érdekesség, hogy azokban a földesúri erdőkben, ahol a gyeplegelők hiánya vagy gyenge termőképessége miatt a volt jobbágyok legeltettek, a legelőilletmény az erdei legelőből kiadható, pótolható volt, de az erdőilletménytől külön, a legelőn található fák, pedig ha nincs más egyezés a volt jobbágyokat nem illette meg (40. §). A legelő-illetmények kihatását lehetett külön-külön vagy több birtokoséval együttesen kérelmezni, ott ahol pedig az elkülönítés már végbement a volt úrbéri zsellérek kérhetik az illetményük elkülönítését (nyolc volt úrbéri zsellér osztozik egy jobbágytelekre kiszabható illetményen), de csak abban az esetben, ha a felosztást kérők illetménye az egész negyedrészt eléri (42. §). A negyedrészes szabály vonatkozott a volt jobbágyok és zsellérek közötti felosztásra is, ha a felosztást kérők illetménye elérte a határban lévő birtokok nagyságának negyedét. Ebből is látható, hogy a törvény által igyekeztek meggátolni a túlzott szétदारabolást. További fontos momentum volt, hogy az elkülönítés anyagi terhét, ha a szabályozás már megtörtént a volt telkes jobbágy és a volt zsellér a számára kihatandó osztályozott terület arányában viselte. Ezen körülmények között alakultak ki a közbirtokosságok, melyek a későbbi erdő- és legelőbirtokosságok előfutárai voltak.

1879. évi XXXI. törvénycikk

1879-ben született meg a XXXI. tc. (HTTP. 5.), amely az első erdőtvénnyként hivatkozott jogszabály. Nem az első törvény volt, amely a hazai erdőkkel foglalkozott, ám elsőként ennek rendelkezései kezelték átfogóan az erdők létesítésénél, fenntartásánál, védelménél, kiélésénél, megszüntetésénél keletkező problémákat. Igazság szerint azonban ekkor a törvény hatálya nem terjedt ki az ország összes erdőterületének 36,3 %-át adó magán-erdőkre.

A törvény elején meghatározott véderdőkben (futóhomokon, meredek, illetve kőgörgetes hegyoldalakon, vízmosásokban) az erdei legeltetés tiltását illetve engedélyezését az erdőfelügyelő véleményét kikérve határozta meg a közigazgatási tanács (7. §/1). Ha a legeltetést tiltották, a területet jól látható jelekkel kellett ellátni (7. §/2). Az alomgyűjtést minden véderdőben szigorúan tiltották (8. §). Az 51. § szerint „*A tuskó- és gyökér-irtásról, a legeltetésről, alomgyűjtésről...szóló 6., 7., 8....§ áthágásai 5-25 frtig, ismétlés esetében 100 frtig terjedhető pénzbüntetéssel büntetettek.*” A legelőállattal elkövetett szabálysértés, illetve „30 frt” kár felett bűncselekmény (73. §) az „*erdei kártételek*” közé sorolták. A szankcionálásban legfontosabb iránymutató a 100. §: „*A ki oly erdőben, melyben a legeltetésre nincs joga, szándékosan vagy gondatlanságból legeltet, az okozott kár és esetleg a hajtópénz megtérítésén felül, pénzbüntetéssel a következő mértékben büntetendő:...*” A büntetés mértéke a kárt okozó állatok darabjéért 1–50 krajcár között változott. Érdeemes megemlíteni, hogy a kecskét a szarvasmarhával egy büntetési kategóriába, a legmagasabba sorolták, a sertések esetében pedig megkülönböztettek makkoltatási időn belüli (30 kr.) és azon kívüli bírságtételt (10 kr.).

1. táblázat Tilosban legeltetés bírsága kategóriánként az 1879. évi XXXI. törvénycikk alapján

Table 1. Categorized fines of grazing on prohibited areas by the 1879/XXXI. law

1.	1 darab	szarvasmarháért	50	kr.
2.	1 darab	kecskéért	50	kr.
3.	1 darab	ló, öszvér vagy szamaréért	40	kr.
4.	1 darab	juhért	15	kr.
5.	1 darab	sertésért makkoltatás idején	30	kr.
6.	1 darab	sertésért makkoltatási időn kívül	10	kr.
7.	1 darab	szopós csikóért	5	kr.
8.	1 darab	ludért	2	kr.
9.	1 darab	egyéb baromfiért darabonként	1	kr.

A paragrafus folytatódik: „*2. Ha a legeltetés 15 éven aluli, vagy tilalom alatt álló erdőben, vagy pedig véderdőkben, avagy futóhomokban álló erdőben történik, a fentebbi 1–7 alatt felszámított pénzbüntetés mindenik darab állatért kétszeresen veendő. 3. Ha pedig a legeltetés hat éven aluli, mesterséges ültetvények, vagy erdei vetések közt, avagy faiskolában történt, a pénzbüntetés háromszoros összegben szabandó ki.*” Ebből is kiténik az új erdőültetések védelmének szándéka, melyet olyan vállalatokkal is alátámaszt, mint a 177. §-ban leírtak; az állam adómentességet, ingyen szaporítóanyagot, pénzkölcsönt, illetve segílyt biztosít az új erdőültetéseknél.

A törvény a továbbiakban (101. §–104. §) foglalkozik az erdei legeltetés szabálysértéseinek egyéb eseteivel. Kiemelendő a 102. §, mert itt a büntetést súlyosbító körülményként veszik figyelembe a nedves időben, vagy laza talajon, vagy 15 évnél fiatalabb fiatalosban elkövetett kihágást. A 103. § megkülönbözteti a legeltetési céllal az erdőbe hajtott jószágot az engedély nélkül áthajtottól, illetve pl. delelési céllal behajtottól, utóbbi esetek enyhébb megítélés alá estek. A következő paragrafusok szabályozták az alomszedést (tiltva a „*vasgereblyét, vagy vágó eszközt*” és az engedélyen kívül eső területekről való gyűjtést, a termék, vagy szedési jogának eladását), de nem önmagában, hanem egyéb lakossági igényekkel együtt tárgyalva (faizás, gallyszedés, egyéb erdei termékek gyűjtése). A törvény egyik legfontosabb rendelkezése, hogy az erdei szabálysértések és bűncselekmények bírságaiból befolyt összeg 80%-át az „*országos erdei alapba*” helyezte (208. §).

Az 1871. évi LIII. tv. hatására a nemesi közbirtokosságok és a volt úrbéresek tulajdonává lett, de közösen használt erdők szakszerű kezeléséről az erdőbirtokosoknak, az állami erdőfelügyelet ellenőrzése mellett kellett gondoskodnia. A közös tulajdonú (közbirtokossági) erdők első említése a törvényben a II. Fejezetben történik; a 17. §-ban a kötelezően, öt éven belül (18. §) gazdasági üzemtervezendő erdők közé sorolták, ami logikus, hiszen gyakorlatilag az esetek többségében osztatlan közös tulajdonnak megfelelő területekről van szó, amelyek állapota hamar romlásnak indulhat. A második bekezdés így szól: „*Ezen gazdasági tervek - tekintettel az erdők terjedelmére, állapotára, az erdőbirtokos szükségleteire és az erdők okszerű jövedelmezésére - akként készítendő, hogy az erdők jókarbantartása s használatuk tartamossága biztosítsák, s a fateremtésén kívül az erdei melléktermények használata is szabályoztassék.*” Ilyetén módon szerették volna keretek közé szorítani pl. az alomszedést és a lombtakarmány gyűjtését is. A tervtől eltérni csak előre jelzett, és miniszteri szinten (másodfokon – 61. §) tárgyalt eljárás keretei közt volt szabad (20. §). A tervtől való eltérést akár 500 Ft összeggel büntethették (53. §). A közbirtokossági erdőkben is kötelesek voltak a tulajdonosok erdőörököt alkalmazni (21. §). A 17. § sokszor hivatkozott rész a törvény későbbi szakaszaiban, az itt meghatározott tulajdonosi jogállásokat általában egyben kezelték, így talán érdemes ezeket felsorolni: „*...állam, a törvényhatóságok, a községek, az egyházi testületek és egyházi személyek – mint ilyenek – birtokában levő, továbbá a köz- és magánalapítványok- és hitbizományokhoz tartozó erdők, valamint a közbirtokossági...*” (17. §). A 70. §-ban utalnak a közbirtokosság érzékenységre: ha az egyik birtokos a többi kárára végez munkát az erdőben, az „*erdei kihágásnak*”, és a továbbiakban bűncselekménynek, vagy szabálysértésnek minősült. A közös tulajdonú erdők keletkezését számos esetben magyarázza a 165. §-al kezdődő szakasz, mely „*A kopár területek beerdősítéséről*” szóló cím rendelkezéseit tartalmazza. Ha ugyanis az erdősített terület, ily módon védi az eróziótól a lejjebb fekvő, más tulajdonában álló területet, akkor a közigazgatási bizottság tulajdonosi társulat kialakítását rendeli el, melynek tagjai az érintett földek tulajdonosai lesznek, az érintett terület nagyságával és értékével arányosan. Ezt a társulatot a telepítés átadásáig „*erdősítési társulat*”-nak hívták. A 170. §-ban ismertetik, hogy a társulatnak kell legyen elnöke, pénztárnoka és – nem minden esetben – munkavezetője. A társulatok kötelesek voltak minimum évente egy közgyűlést tartani, amelynek menetét és tartalmát a 172. § szabta meg. A törvény kisajátítási jogot is adott ezeknek a szerveződéseknek (174. §). A 177. §-ban ismertették, az erdősítések előmozdítását célzó támogatások a társulatok számára is hozzáférhetőek voltak.

Összességében elmondható, hogy az 1879-es erdőtörvény az, mely először szorítja korlátok közé az olyannyira elterjedt erdei legeltetést, mégpedig oly módon, hogy az erdők talajának megóvása és újraerdősítése érdekében üzemtervi keretek között lehetőséget adott a legeltetés megtiltására. Az újraerdősítés első lépése pedig majd minden esetben az állatállomány kitiltása volt az erdőből (OROSZI 1995). Az erdőtörvény hírére az erdők tulajdonosai, megelőzendő a törvény szerinti kezelés jelentette problémákat, belefogtak az erdeik kitermelésébe (OROSZI 2005), hiszen ahol nincs erdő, ott kimondottan nincs sok erdészeti tennivaló.

Ekkor jelentkezhett első alkalommal az a konfliktus, amelyből kibontakozott a legelőerdők és fás legelők körüli szakmai vita. Kiindulási pontként említendő, hogy ekkor az erdészek látva, hogy megoldást kell találni a problémára akár az erdészettudomány csorbítása árán is, megalkották a legelőerdő kifejezést, közelítendő egymáshoz az erdő és legelő művelési ágakat. Az 1894. évi XII. tc. kijelentette, hogy az osztatlan közös tulajdont képező legelőknél az érdekelt birtokosok közgyűlése állapítja meg a legelőrendtartást, a legeltetés módozatait. Az ország jelentős részén azonban ez a gyakorlat nem vált be, ezért jött létre az 1898. évi XIX. tc., mely mintegy kiegészíti az 1879. évi XXXI. tc.-et, hiszen számos paragrafusa és pontja alapján rendelkezett.

Bedő Albert, országos főerdőmester az első, aki konkrétan felvetette 1885. évi akadémiai székfoglalójában a legelőerdők eszméjét. Bedő felismerte, hogy a kopárokat, túlhasznált legelőket csakis erdősítés útján, erdész-szakemberek beavatkozásával lehet megmenteni, hiszen az ország szarvasmarha-állománya hatalmas volt (OROSZI 2005). Ennek foganatosításaképpen a már említett 1894. évi XII. tc. legelőkkel foglalkozó 13. §-ában Bedő javaslatára elrendelték egyes területek, például más birtokát fenyegető, károsító vízmosságok fásítását (OROSZI 1995). Ezzel összhangban volt az akkori törekvés is, miszerint a feltétlen erdőtalajjal rendelkező legelőket erdészeti kezelésbe kellene venni, s ott megfelelő legelőerdő-gazdálkodást kialakítani. Ekkorra a tagosítások és arányosítások végképp szükségessé tették az erdei legeltetés problémájának megoldását, mert a közös legelőkről a birtokosok egyre inkább kiszorultak, az arányosításkor megkapott erdők s így a legeltethető területek pedig szétszórtan, kiterjedt tilalmasok közé ékelődtek.

A legelők és az erdők elkülönítését már ekkor is régóta szorgalmazták, több szempontból is. Az 1850-es években, amikor az első kataszteri felmérések készültek, a birtokosok igyekeztek a legelőket is erdőként felvetetni, hiszen az adózási feltételek az erdőknek kedveztek. Ezek után a már említett 1879. évi erdőtörvény előírta, hogy a magántulajdonban lévő erdők kivételével az összes erdőterületet össze kell írni és üzemtervezni. Az összeírások során derült ki, hogy a „bejelentett” erdők nagy része kopár, bozotos, legfeljebb legeltetett terület, az üzemtervező erdészek pedig, mivel az erdő az erdő, nem tehettek mást, mint a fásítás első lépéseként legeltetési tilalmat rendeltek el (OROSZI 1995). A birtokosok pedig, akik addig kevésbé bántódtak azon, hogy legelőjük után 20-30 évig erdőként adóztak, természetesen nehezményezték az állatok kitiltását a területükről, ezért egyre sürgetőbbé vált az erdő és legelő ügyének rendezése, így elsősorban a korábbi erdők kerültek a legelőerdővel körülírt vegyes hasznosításba, nem pedig fordítva, bár az ellenkező esetre is találunk példát (OROSZI 1995).

A mozzanat, amely a legelőerdők berendezésének nagyobb lendületet adott, az 1898. évi XIX. tc. 1. § volt, mely kijelentette, hogy a volt úrbéreseknél legelőilletőség fejében

juttatott erdőket, ha azok véderdők, futóhomokon állók, illetve feltétlen erdőtalajon állóknak minősültek, akkor állami kezelésbe kellett venni, a legeltetési igényeket pedig legelőerdő üzem mód alkalmazásával próbálták kielégíteni.

1898. évi XIX. törvénycikk

A 1898. évi XIX. tc. (HTTP. 6.) értelmében állami kezelésbe kerültek a községi, közbirtokossági és volt úrbéres erdők (1. §), azonban az állami kezelés az állami kezelésbe vett erdők és kopár területek állapotával és használatával való rendelkezés tekintetében, a birtokosoknak törvények és egyéb jogszabályok által biztosított jogait nem érintette (5. §). Belátható, hogy ezek a rendelkezések jelentős mértékben utat nyitottak a tervszerű gazdálkodás országos kiterjesztésére.

Külön pontként szerepel az elkülönítésnél a legelőilletőség fejében, a volt úrbéresek közös tulajdonába átkerült erdők kérdésköre, hiszen *„miután rendeltetésök a legelőerdők hivatását szolgálni, nem a faanyagok termelése a főcél, hanem a legeltetés igényeinek a kielégítése, s ennél fogva azok üzemterveiben a legeltetés és az alomgyűjtés csak oly mértékben korlátozható, a mily mértékben ezt a talaj termőképességének biztosítása megkívánja.”* (3. §).

A feladatok ellátására, az erdők fenntartása, állami ellenőrzése és üzemterv szerinti gazdálkodásának biztosítása céljából állami hivatalok szerveződtek (8–9. §). A törvény kötelezte az államot, a törvényhatóságokat, községeket, egyházi testületeket és személyeket, a köz- és magánalapítványokat, volt úrbéreseket, valamint részvénytársaságokat, hogy erdeiket hatóságilag jóváhagyott, rendszeres gazdasági üzemterv szerint kezeljék, és ehhez szakképzett erdőtisztteket és erdőőröket alkalmazzanak (PETERCSÁK 1992). A közbirtokosságok és a volt úrbéresek osztatlan közös tulajdonában lévő, közösen használt erdők és kopárok gazdasági ügyintézésének szerve a közös birtokosok gyűlése lett (25. §). Az ügyintézés folyamán a döntések meghozásában csak a tényleges birtokosok vehettek részt. A szavazásoknál, ha másként nem volt szabályozva, akkor a közös birtokosoknak az arányrészek szerint számított többsége döntött (28. §), tehát a többségi elv volt az elfogadott. A gyűlés hatásköre azonban ezen törvény alapján nem terjedt ki a közös területek *„állagának elidegenítésére, egyénekenként való felosztására és megterhelésére”* (30. §).

Fontos volt a 32. §, miszerint: *„Ha a közösen használt erdők és kopár területek jövedelméből a közös terheket és költségeket nem lehet fedezni...”*, így hivatott a törvény mérsékelni a túlhasználót. További előírás volt, hogy a rendezési műveleteket a telekkönyvekben jegyezni kellett (49. §), de szabályozásra került a közös erdőből befolyt bevételek felhasználása is.

A magán erdőbirtok ekkor még mindig mentes volt az állami felügyelettől.

Az 1898. évi XIX. tc. a téma szempontjából nagy jelentőséggel bír, hiszen a volt úrbéri közösségeket önálló erdőbirtokokká alakította, és az erdőket a legelőktől külön kezelésbe vette. A XX. század első évtizedeiben a közbirtokosság még együtt intézte a közös legelő és erdő ügyeit, majd központi rendelkezések nyomán a legtöbb községben külön legeltetési társulatok alakultak, máshol az úrbéres birtokosság erdő és legelő társulata nevében szerepeltek, a kettéválás azonban nem mindig ment zökkenőmentesen, hiszen az erdőkből származó haszon nélkül a legeltetési feladatokat nem tudták ellátni.

1913. évi X. törvénycikk

Összességében elmondható, hogy az erdőtörvény bizonyos szempontokból nem váltotta be a hozzá fűzött reményeket, így 1913-ban született meg kettő, a téma szempontjából jelentős törvény. Az 1913. évi X. tc. (HTTP. 7.) szabályozta a legeltetési társulatok működését. A tc. kezdő rendelkezése: „1. § Az alább felsorolt osztatlan közös legelőkben részes felek (tulajdonostársak) a közösségből folyó ügyek vitele végett kötelesek a jelen törvény értelmében társulattá alakulni.” Ezen rendelet kiterjedt a volt úrbéresre, a közösségi, a tagosítás alkalmával osztatlanul kihásított legelőkre, valamint ezek bővítéseire és az esetleges cserékre is. A telekkönyv vezetése ezen esetben is kikerülhetetlen volt. A 18. § alapján eddig egyedülálló módon a társulás az alapszabály jóváhagyását követően jogképesé vált, tehát a törvény korlátain belül jogokat szerezhetett, kötelezettségeket vállalhatott, bíróságon pert indíthatott és perelhetővé vált. A tulajdonjog osztatlanul maradhatott a tagoké is, de kérvényezni lehetett, hogy bekebelezéssel birtokolhassa a társulat a legelő tulajdonjogát. Előbbi esetben a közös legelő igazgatása, kezelése és közös használatának szabályozása a társulatot illette, míg utóbbi esetben az egyes tagokat csupán a legelőnek a törvényben szabályozott közös használata és az ezzel járó jogok illették meg (20. és 23. §). Az elidegenítésre és a megterhelésre volt lehetőség, igaz, hogy csak egyhangú kérés és a földművelésügyi miniszter jóváhagyása esetén (21. §), azonban a megfelelő anyagi feltételek megteremtésében mindenképpen nagy előrelépést jelentett ez a lehetőség, főként, hogy a legelők jelzáloggal való terhelésére is volt mód. A legelők eladásából származó bevételt bölcs módon csakis miniszteri jóváhagyással a közös legelő pótlására, javítására, jó karba helyezésére, felszerelésére lehetett felhasználni. Nagyjából ezek a feltételek vonatkoztak a felvett kölcsönök felhasználására is (27. §). A társulás tulajdonává váltak a tagok állattenyésztési rendeltetésű egyéb ingatlanjai is, amelyek a közös legelőhöz kapcsolódtak (26. §). A társulásnak az lehetett a tagja, aki a társulat kötelékébe tartozó legelőben tulajdoni vagy használati illetőséggel rendelkezett (28. §). Az illetőségek átruházásánál a törvény szabályozta a túl sok illetőség egy kézbe való összegyűjtését, főként mert a legelő használatára a tagok az általuk birtokolt illetőség arányában voltak jogosultak, illetve részesültek a felosztásra kerülő társulati jövedelemből. A használati jog átengedhető volt, amiben a társulati tagok és a helybeli lakosok élveztek elsőbbséget (35. §). Az illetőség arányában voltak kötelesek a tagok a legelővel kapcsolatos közös munkát is elvégezni, pl.: a kihajtás előtti legelőtisztítást, amely tisztán tartotta a legelőket, azonban a munka díj ellenében megváltható volt (41. §). A történeti kutatások szempontjából talán legfontosabb rendelkezés a legelőtársulatok számára a legelőrendtartások készítésének kötelezettsége volt, amelyen szigorú szabályok alapján állapították meg a legelő használatát (37. §). Az előírások szigorával és a tervszerű legelőgazdálkodással kapcsolatban idézünk a törvényből:

„Ha a jogosultak (35. §) a legelőre nem hajtanak ki annyi állatot, mint a mennyinek kihajtásához joguk van, vagy amennyit a legelő nagyságához és minőségéhez képest az okszerű gazdálkodás elvei szerint a tagok állattenyésztési érdekének veszélyeztetése nélkül kihajtani lehetne, a társulat eddig a határig évről-

évre megfelelő legelőhasználati díj fejében megengedheti elsősorban azt, hogy oly kiskisgazdák, akiknek érdekelt gazdaságaikhoz viszonyítva kevés a legelőilletőségük, az illetőségükre eső számnál nagyobb számú állatot hajthassanak ki, másodsorban pedig azt, hogy a legelő a társulat székhelyén vagy a legelő helyén, avagy e helyek közelében lakó olyan kiskisgazdák is használhassák, akik nem tagjai a társulatnak, ha maguknak nincs elegendő legelőjük, és ha gazdálkodásuk előmozdítása a közérdeket szolgálja.”

A szavazati jogok ugyancsak az illetőségek arányában változtak. Meghatározták a szavazatra jogosító illetőség legkisebb mértékét, amelyet akár csoportosan, küldött által is lehetett birtokolni (54. §). A negyedik fejezet szabályozta a társulatok működését és ellenőrzését. Tekintve, hogy a legelők olykor erdős, fás területek voltak, jelentkeztek a fákkal kapcsolatos egyéb haszonvételek (pl.: fakihasztnálás fás legelőkön), ezért például a gazdasági albizottságban az egyéb tagokon kívül a két választott mezőgazdasági tag mellett két erdőgazdasági tag is volt. Az üléseken az erdőfelügyelőség tagja részt vehetett, mint előadó vagy véleményező és annak ellenére, hogy szavazati joga nem volt, a határozatok ellen az erdőfelügyelőségnek és a gazdasági felügyelőségnek fellebbezési lehetősége volt.

1913. évi XXXIII. törvénycikk

Az 1913. évi XXXIII. tc. (HTTP. 8.) a birtokosságok szempontjából talán a legfontosabb törvény, hiszen eddig példátlan módon a közös erdők birtokos közösségeinek számára jogilag lehetővé tette az erdők eladását. Ennek értelmében a gyűlés a szavazatok 2/3 résznyi többségével és a földművelésügyi miniszter jóváhagyásával eladhatta, elcserélhette erdejét. Elidegeníteni roppant bölcs módon csak állami, községi, hitbizományi vagy ún. altruista bank számára lehetett (9. §), amely döntésnek ott volt jelentősége, hogy az említett tulajdonosoknak már üzemterv szerint kellett kezelniük az erdőket (PETERCSÁK 1992).

1914. és 1918. között következett be az első világhátság, melynek borzalmai természetesen nem múlhattak el nyom nélkül és meghatározták az elkövetkező 20 évet. Az ország hajdani erdőállományának mintegy 15,4%-a maradt meg, így új és nem kis feladatok vártak az erdészetre és mezőgazdálkodásra. Felmerült a szükség az okszerű erdőgazdálkodásra és az új erdők telepítésére.

1935. évi IV. törvénycikk

Az 1935. évi IV. tc. (HTTP. 9.), amelynek tárgya az erdők és a természet védelme jelentős lépéseket jelentett az erdőgazdálkodásban, valamint ebben a törvényben jelentkezik először önálló szakaszként a természet védelme, illetve a természetvédelemmel kapcsolatos szabályozás.

A törvény az első paragrafusban alaposan definiálja az erdő fogalmát és a hatálya alá eső területeket, illetve területhasználatokat. A második paragrafus a hatály alá nem terjedő területeket taglalja, amelyek közül az állattenyésztési érdekből legeltetett területek, fásított legelők, persze a megfelelő kikötésekkel. Külön érdekesség, hogy az említett területeket pl.: karácsonyfatelepekkel együtt [2. §/ e), f), g), h)] az erdők törzskönyvében, mint a törvény hatálya alá nem tartozó „szabad erdőket” kell nyilvántartani. Azok az

erdők, amelyeket a volt úrbéreses legelő- vagy erdőilletőségük fejében az elkülönítéséig ugyancsak ennek a törvénynek a szabályozása alá estek (3. §). A véderdők kialakításának kötelezettsége is megjelenik, persze a kötelező törzskönyvvezetés mellett (5.–7. §).

A II. Fejezet 10. §-a tartalmazza a fás legelők szempontjából érdekes rendeletet, hiszen a kimondja, hogy a közös legelők részét alkotó erdőket (1913. évi X. tc. 1., 2. és 3. §) legelőgazdaságra kell berendezni és a területen lévő fákat csak a legelő javításához és karbantartásához megfelelő sűrűségben és elosztásban szabad meghagyni – tulajdonképpen itt fás legelőkről van szó. A legeltetés szigorú szabályozás alá esett, leginkább az erdők felújulása érdekében, pl.: a törvény szigorúan tiltotta a kecske legeltetését minden erdőben, míg más fajok legeltetése lehetséges volt, persze üzemtervi keretek között (11. és 12. §). Ez a fejezet szabályozza az erdőkben való bányászkozást, különös tekintettel a véderdőkre.

A III. Fejezet az erdők védelmét szabályozza, kiváltképp az erdősítéshez használt szaporítóanyag gyűjtését, forgalmazását, felhasználását, az erdei tűzrakást és a jogos szerzést bizonyító igazolvány használatát azokon a vidékeken, ahol túl gyakoriak az erdei lopások. A IV. Fejezet mondja ki az üzemtervezési kötelezettséget és annak részletezését. Az erdőgazdálkodási feladatok szakszerű ellátásáról az V. fejezet gondoskodott, mégpedig úgy, hogy vagy erdőmérnököt kell alkalmazni (ennek több módzata volt) vagy állami kezelésbe kell adni az erdőket (39. §).

A IV. törvény mondja ki a legelőtársulatok megalakításának mintájára a közbirtokosságokra és a volt úrbéres birtokosságokra az erdőbirtokossági társulásokká való alakulás kötelezettségét. Az erdőbirtokossági társulások felépítése és működése nagyban hasonlított a legeltetési társulásokéra, ezért külön nem tárgyaljuk (Ötödik cím, 146–211. §), azt viszont fontos megemlíteni, hogy az erdőbirtokossági társulatok jogi személyiséget kapnak, így a hitelszerzési lehetőségeik könnyebbek lettek, továbbá így állami beleszólás mellett és felügyelet alatt működhettek csak tovább. A Hatodik cím foglalkozik a természetvédelemmel, ráadásul meglepően modern és tudatos szemlélettel.

A 268. §-sal kezdődően jelentős hangsúlyt kapott az erdei kihágások részletes leírása majd azok szankcionálása, amelynek szinte kizárólagos formája a pénzbüntetés volt. Külön hangsúly került az élőfák kivágására, az engedély nélküli tevékenységekre, a legeltetésre és a talajt negatívan érintő tevékenységekre. Az okozott károk megtérítésénél mindig az okozott kár összege volt az alap, amelynek a kihágás súlyosságától függően negyedét-felét, illetve általában két-két és félszeresét kellett megfizetni (pl.: élő fa szélfogó fásorból való kivágásakor a fa értékének két és félszerese volt a megtérítendő kár!). A legeltetési tilalom megszegésének szankcionálására számos ártáblázat és egyéb lehetőség volt, mutatva, hogy 1935-ben még igencsak gyakori volt az erdőkben való legeltetés, még ha illegálisan is.

A Kilencedik cím rendelkezik az Országos Erdei Alapról, amely a közcélok előmozdítását hivatott alapvetően szolgálni pl.: erdőgazdaság fejlesztése, különösen erdőtelepítés és fásítás, erdészeti tudomány és irodalom fejlődésének előmozdítása, erdőrendészeti intézkedések segítése és persze az állami erdőbirtokok kiegészítése, bővítése. A Tizedik címben, tehát a vegyes, átmeneti és zárórendelkezésekben számos érdekesség található, pl.:

„294. § Ha a földtulajdonos ennek a törvénynek hatálybalépése után önként telepít erdőt olyan területen, amely nem esik ennek a törvénynek a hatálya alá (1. és 2. §), s amelyen sem a jelen törvény, sem más jogszabály szerint nem köteles erdőt telepíteni,

a sikeresen beerdősített terület harminc éven át a földadó és járuléka alól ideiglenesen mentes, feltéve, hogy a tulajdonos a beerdősített területnek a jelen törvény hatálya alá tartozó erdőként törzskönyvezéséhez hozzájárul.”

Nagyon fontos előrelépés volt, hogy az eddig jelentős hányadot képviselő magánerdők közül az 500 katasztrális holdnál (továbbiakban kh) nagyobbak üzemtervezése és üzemterv szerinti használata is kötelezővé vált, így egyre több magánerdő került állami látókörbe.

1945. évi VI. törvénycikk

Ez a törvény (HTTP. 10.), amely nem kizárólag az erdőkkel foglalkozik, hiszen a félig felszabadított, félig megszállt ország területén körültekintő munkára nem nyílt lehetőségük a frissen felállt kormány tagjainak. Ezt jól jelzi az, hogy gyakran következtelenül, egymással együtt, vagy egymástól elválasztva kezeltek különböző művelési ágú területeket, ám az erdő és a legelő ágak már nem keveredtek össze. A törvény az első bekezdéstől kezdve leszögezi, hogy legmeghatározóbb és legfőbb célja a nagybirtokrendszer megszüntetése. Ezt a feladatot a történelem tanulsága szerint igen jól ellátta, hiszen egészen 1961-ig érvényben volt. A földeket előbb a kisvagyonú földművelők, a német hadsereg ellen aktív tevékenységben részt vevők közt osztották szét, elkobzás vagy megváltás útján. A kérelmeket a Községi Földigénylő Bizottságok nyújtották be a Megyei és Országos Földbirtokrendező Tanácsokhoz, amelyek végrehajtóként eljárva hoztak döntéseket. Ezek a területek a hatalomátvételt követően természetesen jelentős részben fokozatosan állami tulajdonba kerültek.

Némileg más megítélés alá estek az erdők – mely (művelési) ágban „megváltás alá kerül minden 10 kat. holdnál nagyobb” (19. §) ingatlan – hiszen mind az erdők, mind az erdősítések, mind „az erdősítésre szolgáló terméketlen területek, valamint az Alföld fásítására kijelölt területek közül a 10–100 kat. hold kiterjedésű erdők állami ellenőrzés mellett községi tulajdonba, a 100 kat. holdon felüli kiterjedésűek pedig állami tulajdonba kerülnek. A Földművelésügyi Miniszter elrendelheti közbirtokossági erdő létesítését.” (20. §) Ezzel a lépéssel küszöbölték ki az erdőbirtokok elaprózásakor fellépő és minden esetben negatív eredményű hatásokat (gondolva pl. a tervezési folyamatok összehangolhatatlanságára, mely táji léptékben minden bizonytalansággal kaotikus állapotokat eredményezett volna). Az erdők jelentőségét mutatja, hogy a szántóföldeket 100 kh felett államosították. Tovább rontotta a helyzetet az a tény, hogy a földosztás során azokon a vidékeken, ahol kevés volt az osztható mezőgazdasági terület, erdőt is juttattak a szegény-parasztek tulajdonába. Továbbá kevés új erdőbirtokosság létesült, mindössze 16000 kh területen, ami a kisajátított területek majdhogynem apró töredéke (PETERCSÁK 1992).

A kihágásokat tárgyaló törvényszakaszok az uralkodó állapotokra való tekintettel kizárólag a csalásokkal, jogtalan előnyszerzéssel foglalkoznak, állapítanak meg ezekre – viszonylag súlyos –büntetéseket.

1961. évi VII. törvény

Sok kérdésben, de főként a társulatok történetében az „i”-re a pontot az 1961. évi VII. tv. (HTTP. 11.) tette fel, amely 1962 július elsején lépett hatályba. A törvény együtt kezelte az erdő- és a vadgazdálkodás körét, valamint – bár nem nevesítve – ekkor, itt kapott helyet a természetvédelem is. Az erdő és vadgazdálkodás együtt kezelése kétségtelenül

logikus és ésszerű alkalmazás esetén hatalmas előny lehet, hiszen nagyvadfajaink döntő részének elsődleges élőhelyeül szolgálnak a fás területek, melyek életébe nagymértékben beavatkoznak (kellő ellenőrzés nélkül hatalmas károkat okozhatnak a későbbi felújítási munkákban, azok minden fázisában). Azonban a törvény és a jogalkalmazó ezzel a lehetőséggel nem élt, utólag bátran kijelenthető, hogy nem megfelelően bánt a törvényben rejlő potenciálokkal és felelősséggel. Az erdőtelepítéseket a pár kísérleti területen kívül jellemzően vágásos üzemmódban kezelt erdőkben vadkerítésekkel képzelték el, az erdőterületeken a vadeltartóképeséget messze meghaladó szintre növelték a vadállományt, rögzítve a Második Világháború után kifejlődő irányvonalat, amely szerint a két, egymással szoros összefüggésben levő ágazat egymásra hatását igyekeztek minimalizálni, ezzel egyszerre maximalizálni a fatermést és a vadlétszámot. Ezzel óriási, az utókorra nehezedő terhet hagytak maguk után, amit a vad- és az erdőgazdálkodás külön kezelése, egymás igényeinek figyelembe nem vétele tovább súlyosbított.

A törvény első fejezetében leszögezi, hogy mind az erdő-, mind a vadgazdálkodást fejleszteni kívánja, ám egymásra hatásukról nem hajlandó tudomást venni.

A második fejezetben definiálásra kerülnek a törvény hatálya alá tartozó területek, így az erdő, a fásítás, valamint a kivételek is.

Az erdők tulajdonosa, kevés, és kis arányú kivételtől eltekintve az állam lett (5., 6., 7., 8. §), kezelői az állami erdőgazdaságok, esetenként vállalatok, illetve a termelőszövetkezetek, utóbbiak haszonbérbe vehették vagy határidő nélküli kezelői lehettek. Az egyéni tulajdonos sem gazdálkodhatott a területén, azt köteles volt haszonbérbe adni az illetékes állami erdőgazdaságnak.

A törvény szerint egyéni szükségleteket meghaladó mértékben az erdei melléktermékek gyűjtéséből származó hasznok a kezelőt illették. A felsorolásban említett haszonvételek egy része napjainkban már nem játszik szerepet a gazdaságban. Érdekességgéppen érdemes azokat megemlíteni: „virág, növényi díszítőanyag, lombtakarmány, lombalom, humusz, zuzmó, moha, gyanta, magvak, erdei gyógynövények, erdei gyümölcsök, gomba, növényi cserzőanyagok, fűzvesző, fűzbot, nyírvesző, nyírözse, sajmeggybot, síkárgyökér, továbbá előhasználatként karácsonyfa termesztésére, nád, sás, gyékény termelésére, fűkaszálásra, agyag, homok, kavics, kő és mészkő kitermelésére, mész- és szénégetésre” (10. §). Hogy mekkora utat tett meg a jogi fejlődés, talán érzékelhető abból, hogy napjainkban pl. nehezen elképzelhető egy terület erdő művelési ágból való kivonása pl. a mészkőbányászat érdekében.

A törvény pozitív, szakmailag megalapozott részei közé tartozik a 11. §, amelyben szorgalmazták a termőhelyhez illő, lehetőleg elegyes állományok kialakítását.

A tíz éves üzemterv és az éves tervek elkülönítése történt a 13. és a 14. §-ban, valamint bevezették az erdőfenntartási járulék fogalmát a 18. §-ban.

(Érdekes megfigyelni az erdő- és mezőgazdaság egymáshoz való viszonyát a 21. §-ban, ahol leszögezték, hogy erdőt mezőgazdasági célra nem alkalmas területen lehet létesíteni, míg a ma hatályos jogszabályok támogatják az erdők telepítését a felhagyott, de akár magas aranykorona értékű mezőgazdasági területeken is).

Az erdők rekreációs rendeltetését látjuk megfogalmazódni a 26. §-ban, tehát, még jóval az erdők négyes (gazdasági-védelmi-pihenési/üdülési-oktatási célú) feladatainak kimondása előtt.

A törvény a 28. §-ban az erdei legeltetést teljes körben, kivétel nélkül minden helyzetben tiltja.

Érdekes módon elég röviden, mindössze egy fejezet erejéig foglalkozik a jogszabály a vadászat és vadgazdálkodás témakörével (IX). Legfontosabb három rendelkezése: a 32. § (a vadászati jog kizárólagos állami monopólium), a 33. § („Az állam a vadászati jogot állami erdőgazdaságok, állami vadgazdaságok és állami gazdaságok útján saját kezelésben (üzemi kezelés), vadásztársaságok részére történő haszonbérbeadás, illetőleg termelőszövetkezetek részére történő átengedés, végül bérkilövés útján hasznosítja”). Végül a 35. § („Az Országos Vadgazdálkodási és Vadászati Tanács köteles a vadgazdálkodás érdekeit összehangolni az erdő- és a mezőgazdálkodás érdekeivel”). A törvény a vadászati tevékenység további szabályozását a Minisztertanács jogkörébe utalja.

Érdekes szabályokat tartalmaz a XII. – Vegyes rendelkezések című fejezet, mely előírta az erdőbirtokossági társulatok megszűnését, az állami arányrészek állami tulajdonba kerülését, s a maradék akár magán, akár termelőszövetkezeti tulajdonba kerülését.

Reményeink szerint sikerült röviden összefoglalni azokat a törvényeket, amelyek a XVIII. század vége óta befolyásolták az egykor igen jelentős erdei legeltetést, a legelőerdők és fás legelők használatát. Mára az erdőkben való legeltetés törvényileg tiltott tevékenység, ami érthető számos szempontból. Az erdei legeltetés visszaszorulásának következtében mára legelőerdőket csupán maradványok formájában találhatunk, amelyek az öreg fák pusztulásával fokozatosan el fognak tűnni. A fás legelőket az 1996. évi LIV. tv.-ben (HTTP. 12.) mint „olyan legelőterületet, amely a miniszter által rendeletben meghatározott fajú fák idős korára várható korona vetülete által egyenletes elosztásban legalább harminc százalékban fedett” szerepeltek. A 2009. évi XXXVII. tv. (MAGYAR KÖZLÖNY 2009/71.) annyiban hozott változást, hogy a fás legelőket, mint fásításokat kezeli, amelyek gyepterületre tartoznak és a területen található fák koronavetülete egyenletes elosztásban legfeljebb 30 százalékban fed.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnénk köszönetünket kifejezni mindazoknak akik segítettek munkánkat. Külön köszönet illeti Bölöni Jánost és Oroszi Sándort.

Irodalom

- ANDRÁSFALVY B. 2007: A Duna mente népének ártéri gazdálkodása. Ekvilibrium, Budakeszi.
- GRUBER F. 1960: Rét és legelő. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- HEGYI I. 1978: A népi erdőkielégés történeti formái (Az Északkeleti-Bakony erdőgazdálkodása az utolsó kétszáz évben). Akadémia Kiadó, Budapest.
- IMREH I. 1973/a: A rendtartó székely falu. Kriterion Könyvkiadó, Bukarest.
- IMREH I. 1973/b: A törvényhozó székelyfalu. Kriterion Könyvkiadó, Bukarest.
- JÁNÁSI L. 1997: Erdőgazdálkodás Bánkúttól Nagy-Milicig. Felelős kiadó: Cserép János az Észak-Magyarországi Erdőgazdasági Részvénytársaság vezérigazgatója, Miskolc pp. 42–43.
- OROSZI S. 1995: Emlékezés a székely közösségek erdőire. Erdészettörténeti Közlemények XVII. 171 p.
- OROSZI S. 2005: Az erdélyi Mezőség fásítása és egyéb közérdekű erdőtelepítések kérdése. Erdészettörténeti Közlemények LXVII.: 90–99.
- PETERCSÁK T. 1992: Az erdő az Északi-középhegység paraszti gazdálkodásában (XVIII-XX. század). Debrecen. 239 p.
- TAGÁNYI K. 1896: Magyar erdészeti oklevéltár. I–III. Budapest. I. 735 p., II. 1331 p., III. 789 p.
- VARGA A. – BÖLÖNI J. (in press) Erdei legeltetés, fás legelők, legelőerdők tájtörténete. Természetvédelmi Közlemények. V. Természetvédelmi Biológiai Konferenciakötete. 2008. november 6–8. Nyíregyháza
- VINCEFFY I. 2001: Pásztoroktól tanultam. Agrártörténeti Füzetek 9: 40–45.

VERA, W., M. 2000: Grazing Ecology and Forest History. CABI.

MAGYAR KÖZLÖNY 2009/71. szám. p. 16277.

HTTP. 1.: <http://www.1000ev.hu/>

HTTP. 2.: <http://www.1000ev.hu/index.php?a=3¶m=4931>

HTTP. 3.: <http://www.ajk.elte.hu/Tanszekek/Majt/Magyar%20JogtorteNET/magyarazatok/1853urberipatens.htm>

HTTP. 4.: <http://www.1000ev.hu/index.php?a=3¶m=5519>

HTTP. 5.: <http://www.1000ev.hu/index.php?a=3¶m=5861>

HTTP. 6.: <http://www.1000ev.hu/index.php?a=3¶m=6715>

HTTP. 7.: <http://www.1000ev.hu/index.php?a=3¶m=7206>

HTTP. 8.: <http://www.1000ev.hu/index.php?a=3¶m=7229>

HTTP. 9.: <http://www.1000ev.hu/index.php?a=3¶m=7972>

HTTP. 10.: <http://www.1000ev.hu/index.php?a=3¶m=8213>

HTTP. 11.: <http://www.1000ev.hu/index.php?a=3¶m=8440>

HTTP. 12.: <http://www.1000ev.hu/index.php?a=3¶m=9342>

LAWS REGULATING GRAZING IN FORESTS, USE OF GRAZED FORESTS AND
WOOD PASTURES IN HUNGARY BETWEEN 1791 AND 1961

D. SALÁTA¹, S. HORVÁTH¹, A. VARGA²

¹Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management
2100 Gödöllő, Páter K. 1. Hungary, e-mail: salata.denes@kti.szie.hu, giccsgyaros@gmail.com

²Eötvös Lóránd University (ELTE), Faculty of Science
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/A. Hungary, e-mail: varga.anna@gmail.com

Keywords: law, grazing in forests, wood pasture, grazed forest

Resume: The farming and land use have significantly been changed during the last 200 years. A lot of one-time management and land use types have disappeared for today as the effects of changing, like pannage, grazing in forests, grazed forests and wood pastures. The grazing in forests were maintained until the middle of the 20th Century, but it had been regulated by laws since the early times. This fact shows the importance of forests in livestock keeping. With the help of the 1791/LVII. law, the 1853/Úrbéri Pátens, the 1871/LIII., 1879/XXXI., 1898/XIX., 1913/X., 1913/XXXIII., 1935/IV., 1945/VI. and the 1961/VII. laws the changing of grazing in forests and the connected land uses could be followed well from the moderated regulation to the total prohibition.

EFFECTS OF THE FREQUENCY OF GRASSLAND UTILISATION ON THE COMPOSITION OF VEGETATION IN DIFFERENT GRASSLANDS

BAJNOK Márta¹, Karl BUCHGRABER², SZENTES Szilárd¹, TASI Julianna¹

¹Szent István University, Institute of Crop Production,
Faculty of Agriculture and Environmental Sciences

²HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Institute for Plant Production and Cultural Landscape

Keywords: Utilisation frequencies, relative ecological indicators, biodiversity, near-natural vegetation

Summary: More than 11% of the area of Hungary (1.02 million ha) is under grassland management. A significant proportion of this area is occupied by extensively used fields where fodder is grown. Extensive grassland management does not necessarily exclude multiple harvests within one season. In our experiments, we tested the effect of cutting frequency on the species composition of grassland vegetation.

Utilisation frequencies (2, 3, 4 cuttings annually) were simulated by the same method at two sites, without fertiliser applications. The utilisation frequency of 2 cuttings/year was represented by a late first cutting (third decade of June) and an autumn cutting. The utilisation frequency of 3 cuttings/year was represented by vegetation surveys performed in the third decade of May, at the end of July and at the beginning of October. The utilisation frequency of 4 cuttings/year meant surveys in May, at the end of June, the end of July and at the beginning of October.

In Mende, on a planted, wet meadow, surveys on vegetation composition mostly yielded less than 10 species. In Böszötr, on a dry, natural pasture, the number of identified species varied between 35–40.

From the relative ecological indicators (BORHIDI 1993), the distributions of relative temperature demand (TB), relative nitrogen demand (NB) and social behaviour types (SBT) were analysed.

According to the results of the examined 2 years, we may conclude that from the 3 different utilisation frequencies, the treatment with 3 cuttings/year had the most significant beneficial effect on maintaining or establishing a near-natural vegetation. Further research is needed to confirm long time impacts.

Introduction

More than 11% of the area of Hungary (1.02 million ha) is under grassland management. The area of grassland has decreased significantly in recent decades as pieces of land of better quality have been transformed into arable fields (BARCSÁK et al. 1986). Pastures and meadows on poor soil yield 1.5 t/ha hay annually, on average (SZEMÁN 1994). Yields have been increased primarily by using artificial fertilisers. As it was determined by BARCSÁK (1981), when NPK fertilisation is applied in an optimum ratio (1:0.4:0.4), 1 kg of active N component increases dry matter contents by 20%. The amount of nutrient supply necessary to increase the yield of different grassland types has been studied extensively (BARCSÁK 1991, NAGY 1989, 1991, SZEMÁN 1991a, 1991b, 1994).

Overfertilising, while it increases yields, degrades soil quality (GYÖRFFY 1975, COWLING 1981, LÁNG 1983, SIPOS et al. 1975) and reduces biodiversity (MÜLLER 1994). According to the results of SZEMÁN (1998), the species diversity and yield of leguminous plants increase on unfertilised grasslands. Nitrogen increases the raw protein content of grass (BÁNSZKI 1988, KOTA et al. 1974, SZEMÁN 2003, VINCZEFFY 1964, VÁRHEGYI et al. 1978). ARMING (1996) identified 39–68 plant species in an extensively managed plot of poor quality as opposed to the maximum number of 15 species found in intensively managed plots (where 50% of species were weed species typical in arable fields or ruderal species).

With the drastic decrease in livestock numbers since the 90s, increasing yields is not as significant an issue as it used to be. As an alternative, new, environmentally friendly methods of pasture management have been introduced, e.g. organic and extensive grassland management (ÁNGYÁN et al. 1997).

Extensive grassland management does not necessarily exclude multiple cuttings within one season. In our experiments, we tested the effect of cutting frequency on the species composition of grassland vegetation and the related potential changes in composition.

Materials and methods

Experiments were carried out in 2006, 2007 and 2008, at two locations, on flat ground. At one site (Mende), the experimental field, a wet meadow planted previously with *Festuca arundinaceatum* vegetation, was located in a valley, while at the other site (Bösztör) a dry saline grassland with *Festuca pseudovinetum* vegetation (in Bösztör) was used. Both sites are managed organically; no artificial fertilisers are applied. In the autumn of 2006, the manure dropped by grazing animals was simulated by broadcasting slurry, as the pastures were only mowed. Grasslands were utilised at 3 levels of intensity, represented by the number of cuttings (Table 1.)

Table 1. Details of treatments
1. táblázat Kaszálások időpontjai

	2 cuts/year	3 cuts/year	4 cuts/year
1 st growth	19 Jun.	17 May	17 May
2 nd growth	10 Oct.	28 Jul.	19 Jun.
3 rd growth		10 Oct.	28 Jul.
4 th growth			10 Oct.

Treatments were applied in 3 replicates. Vegetation composition was surveyed using the quadrat method Balázs, where the areas occupied by the different species inside the quadrat are expressed as coverage, or dominance value (DB). The dominance value is proportional to the area utilised by a given plant species. The highest possible value for DB is 32, standing for a surface coverage of 100%.

From the relative ecological indicators (BORHIDI 1993), the distributions of relative temperature demand (TB), relative nitrogen demand (NB) and social behaviour types (SBT) were analysed.

Results and their discussion

Prior to discussing dominance values, the differences between numbers of plant species at the two examined sites should be mentioned. In Mende, on the planted, wet meadow, surveys on vegetation composition yielded less than 10 species in most of the cases. In Bösztör, on the dry, natural pasture, the number of identified species varied between 35–40.

Classifying the examined sites according to the temperature demand shows a clear difference between the grasslands at Mende and Böször. The grassland in Mende (Figure 1.) is mostly dominated by TB 5 vegetation (zone of montane deciduous mesophile forests). In 2008, in the plots with cutting frequencies of 2 and 4, the coverage of TB 6 species decreased; these species were replaced by the aforementioned TB 5 vegetation.

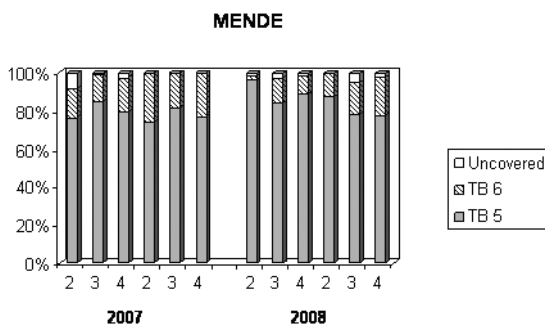


Figure 1. Distribution of plant species according to relative temperature demand (TB) (2007–2008); Mende
1. ábra A növényfajok megoszlása a relatív hőigény (TB) alapján (2007–2008); Mende

In Böször (Fig. 2.), the grassland is mostly dominated by the plant species of thermophile forests and steppic woods (TB7) and the submediterranean sibiljak and steppe zone (TB8). As a result of the increased frequency of cutting, the proportion of plant species of higher temperature demand increased. In the treatment with two cuttings, the first cutting is rather late (second half of June), thus the first growth after cutting has a significant shading effect. This may explain the proliferation of species with a lower temperature demand in the case of extensive management.

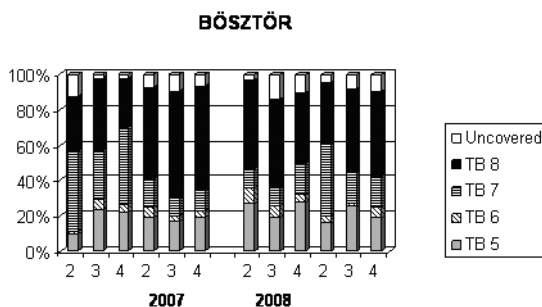


Figure 2. Distribution of plant species according to relative temperature demand (TB) (2007–2008); Böször
2. ábra A növényfajok megoszlása a relatív hőigény (TB) alapján (2007–2008); Böször

According to the graph demonstrating the relative nitrogen demand of plant species at the sites (Figure 3., 4.), the Böször site is characterised by species of moderately oligotrophic and submesotrophic habitats. Species indicating nitrogen overload (NB 6, 7, 8, 9) were not identified in high numbers in Mende either; the site was dominated by the species of submesotrophic and mesotrophic habitats.

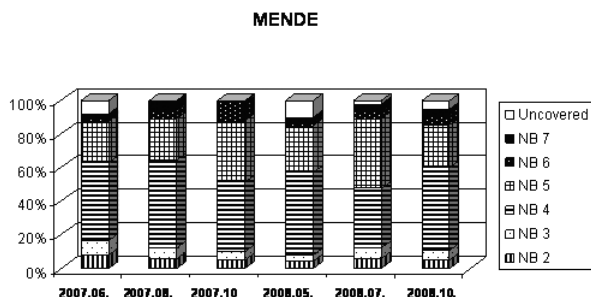


Figure 3. Distribution of plant species according to relative nitrogen demand (NB) (2007–2008); Mende
3. ábra A növényfajok megoszlása a relatív nitrogénigény (NB) alapján (2007–2008); Mende

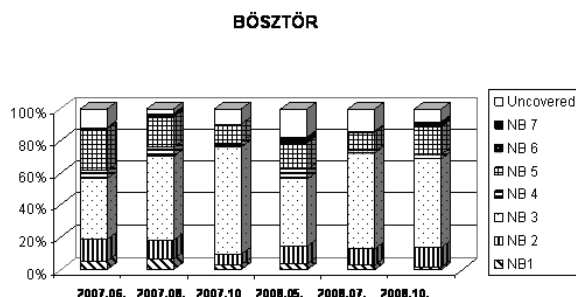


Figure 4. Distribution of plant species according to relative nitrogen demand (NB) (2007–2008); Bösztör
4. ábra A növényfajok megoszlása a relatív nitrogénigény (NB) alapján (2007–2008); Bösztör

The graph of social behaviour types shows a dominance of disturbance tolerant, naturally occurring species (DT) in Mende (Figure 5.). Competitor plant species (C) indicating natural conditions have also appeared.

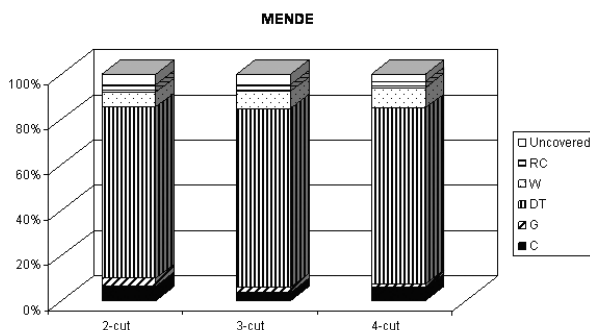


Figure 5. Distribution of plant species according to social behaviour types (SBT) (2007–2008); Mende
5. ábra A növényfajok megoszlása szociális magatartás típusok (SBT) alapján (2007–2008); Mende

In Bösztör, species indicating natural condition (C, S, G, NP) were found in higher numbers than species indicating disturbance (Figure 6.). Natural competitors (C) occupied almost 50% of the area. Endemic weed species were found only in low numbers. Rural competitor species of the endemic flora benefitted from the cutting frequencies of 2 and 4 (16.5% and 13.7%, respectively) as opposed to 3 cuttings/year (8.5%).

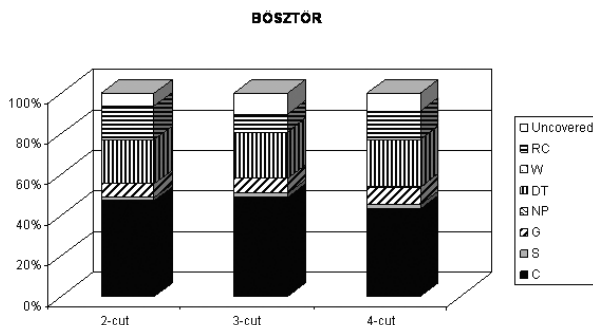


Figure 6. Distribution of plant species according to social behaviour types (SBT) (2007–2008); Böszötör
6. ábra A növényfajok megoszlása szociális magatartás típusok (SBT) alapján (2007–2008); Böszötör

As SBT values indicate the natural or disturbed nature of the relationship between plant species and their habitats, they may be attributed with indicator values of naturalness.

For the wet grassland of good nutrient supply in Mende, indicator values were between 202–216.

For the grassland characterised by a high number of species and low nutrient supply, indicator values were between 350–402. As a result of cutting the grass 2 or 4 times a year, indicator values decreased (to 350 and 354, respectively) whereas the treatment with 3 cuttings resulted in significantly higher values (402).

According to the results of the examined 2 years, we may conclude that from the 3 different utilisation frequencies, the treatment with 3 cuttings/year had the most significant beneficial effect on maintaining or establishing a near-natural vegetation. Further research is needed to confirm long time impacts.

Acknowledgement

The current publication was created within the frame of the Hungarian Science and Technology Foundation (OMFB-00312/2009) and with the support provided by the Austrian-Hungarian Action Foundation (73öu 4).

References

- ÁNGYÁN J., MENYHÉRT Z. 1997: Alkalmazkodó növénytermesztés, ésszerű környezetgazdálkodás. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest, Hungary.
- ARMING C. 1996: Vegetationsökologische und landwirtschaftliche Untersuchungen auf Dauerbeobachtungsfläche eines dreißig jährigen Düngerversuches in Scharfling am Mondsee. Diplomarbeit Univ. Salzburg.
- BÁNSZKY T. 1988: Nagy termőképességű füvek és lódiherés gyepeverék műtrágyázásának eredményei. Növénytermelés 5: 469–478.
- BARCSÁK Z. 1991: Gyepjavítási eredmények Észak-Magyarországon. Legelő az emberiség szolgálatában, Debrecen, pp. 147–163.
- BARCSÁK Z., FEKETE G., PRÉCSÉNYI L. 1981: Niche and compositional structure in natural and influenced grasslands. MAB Survey of 10 years activity in Hungary. Budapest, pp. 67–102.
- BARCSÁK Z., KERTÉSZ I. 1986: Gazdaságos gyeptermesztés és hasznosítás. Mg. Kiadó, Budapest.
- BORHIDI A. 1993: A magyar flóra szociális magatartásformái. A KTM Term. Hiv. és a JPTE Kiadványa Pécs.
- COWLING E. B. 1981: Acid precipitation in historical perspective. Env. Sci. And Techn., 16: 111–123.
- GYÖRFFY B. 1975: Vetésforgó, vetésváltás, monokultúra. Agrártudományi közlemények 34: 61–81.
- KOTA M., VINCZEFFY I. 1974: A gyepek beltartalmi értékei. ATE Közleményei Debrecen, 19: 71–124.

- LÁNG I. 1983: Biológiai erőforrások. Kossuth Könyvkiadó, Budapest.
- MÜLLER J. 1994: Futterwert eines langjährig ungedüngten Grünlandbestandes der Brackmarsch. 38. Jahrestagung vom 25.–27. August 1994 in Cursdorf 198–201.
- NAGY G. 1989: Eltérő intenzitású gyepek állattartó képessége. Az állattenyésztés fejlesztéséért, Debrecen, 105–117.
- NAGY G. 1991: Az eltérő intenzitású gyepek tápértéke. Legelő az emberiség szolgálatában, Debrecen, pp. 164–177.
- SIPOS S., PATÓCS I. 1975: A műtrágyázás alkalmazásának hatása a talaj néhány kémiai tulajdonságára és a termésre. Agrokémia és talajtan 24: 303–311.
- SZEMÁN L. 1991a: Termésnövelési lehetőségek sík felszínű domb és hegyvidéki gyepeken. Legelő az emberiség szolgálatában, Debrecen, pp. 77–84.
- SZEMÁN L., 1991b: Gyepozamnövelés újratelepítéssel. Természetes állattartás, Hodmezővásárhely, pp. 119–122.
- SZEMÁN L., 1994: Grassland yield and seedbed preparation. Bulletin of the University of Agricultural Sciences, New Strategies For Sustainable Rural development II, Gödöllő, pp. 45–50.
- SZEMÁN L., 1998: Yield increment on improved grassland. 17. Ecological Aspects of Grassland Management, Konf. Debrecen, pp. 905–908.
- SZEMÁN L. 2003: Gyeptelepítés gyenge minőségű szántókra. EU konform, Mezőgazdaság és élelmiszerbiztonság Konf. Gödöllő, pp. 358–363.
- VÁRHEGYI J., KEMENES M., VÁRHEGYI JNÉ 1978: Néhány fontosabb fűfaj nyers táplálóanyag összetétele és tápláló értéke. ATKI közleményei, Herceghalom, pp. 1–25.
- VINCZEFFY, I. 1964: A természetes gyepek értéknövelésének lehetőségei. Magyar Mezőgazdaság 29: 8–9.

A GYEPHASZNÁLAT GYAKORISÁGÁNAK HATÁSA A NÖVÉNYÁLLOMÁNY ÖSSZETÉTELÉRE KÜLÖNBÖZŐ GYEPEKNÉL

¹BAJNOK Márta, ²KARLBUCHGRABER, ¹SZENTES Szilárd, ¹TASI Julianna

¹Szent István Egyetem, Növénytermesztési Intézet, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar

²HBLFA Raumberg-Gumpenstein Kutatóintézet

Kulcsszavak: hasznosítási gyakoriság, relatív ökológiai mutatók, biodiverzitás, természetközeli vegetáció

Összefoglalás: Magyarország területének több, mint 11%-a (1,02 millió ha) tartozik a gyepművelési ágba, amelyből jelentős helyet foglalnak el az extenzív hasznosítású, takarmánytermő területek. Az extenzív hasznosítás nem zárja ki, hogy a gyepterületen évente több hasznosítás történjen. Kísérletünkben azt vizsgáltuk, hogy milyen hatással van a gyepek botanikai összetételére a hasznosítás gyakorisága.

A gyephasználat három típusát (évi 2, 3, 4 hasznosítás) szimuláltuk ugyanazzal a módszerrel két termőhelyen, trágyázás nélkül. Az évi 2-szeri hasznosítás egy kései első (június harmadik dekádja) és egy őszi kaszálást jelentett. Az évi 3-szori hasznosítás május harmadik dekádjában, július végén és október elején történt növényállomány-felvételezést jelentett. A négyszeri használat májusi, június végi, július végi és október eleji botanikai vizsgálatot jelentett.

Mendén, a telepített, üde fekvésű kaszálón, a növényállomány-felvételezések során zömében 10 alatt volt a fellelt fajok száma. Bősztörön, a száraz fekvésű, természetes gyepeken 35–40 növényfajt azonosítottunk.

Az adatok feldolgozása során a relatív ökológiai mutatók (Borhidi 1993) közül a relatív hőigény (TB), relatív nitrogénigény (NB) és a szociális magatartási típusok (SBT) értékek megoszlását elemeztük.

A vizsgált két év alapján elmondhatjuk, hogy a 3 hasznosítási variáció közül az évi 3 kaszálás kedvezett leginkább a természetközeli növényállomány fennmaradásának, illetve kialakulásának. További vizsgálatok szükségesek a hosszabbtávú hatások igazolásához.

TELEPÍTETT GYEP SZUKCESSZIÓS FOLYAMATA AZ INTENZÍV TERMESZTÉSTECHNOLÓGIA FELHAGYÁSA UTÁN

¹HARCSA Marietta, ¹SZEMÁN László, ²PENKSZA Károly

¹Szent István Egyetem, Növénytermesztési Intézet, Gyepgazdálkodási Osztály

²Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: harcsa.marietta@mkk.szie.hu

Kulcsszavak: ösgyepesedés, felhagyás, intenzív termesztéstechnológia, ökológiai értékszámok

Összefoglalás: Vizsgálatainkat Zsombó közelében a szegedi Gabonakutató Nonprofit Közhasznú Kft. kísérleti területén végeztük. Egy négy éve befejezett tápanyag utánpótlásos kísérlet gyepején vizsgáltuk a visszagyepesedés folyamatát. A kísérleti terület telepített részéből 1×1 méteres kvadrát területeken (12 parcella×2 ismétlés) végeztük el a botanikai felvételezést. Kontrollként az ösgyep műtrágyázás nélküli részét alkalmaztuk. Az ösgyepesedési folyamat előrehaladásának mértékére a fajgazdagságból, illetve a társulás alkotóinak ökológiai értékszámából következtettünk.

Bevezetés

A növénytársulások dinamikus viselkedésükben és a zavarásokat követő válaszreakcióikban igen nagy változatosságot mutatnak a múltbéli történések, tájhasználat, emberi beavatkozások függvényében (VIRÁGH 2002). Tehát a mezőgazdasági területek felhagyása után az otthagyt növénytársítás további szukcessziós folyamata nagyban függ attól, hogy előtte milyen művelést folytattak rajta. Ezekben a felhagyott területeken később a természetes vagy ahhoz hasonló állapot tér vissza. Erre többen dolgoztak ki különböző kategóriákat. SEREGÉLYES (1995) 5 természetességi kategóriát adott meg:

- 1: A természetes állapot teljesen leromlott. Nem ismerhető fel az eredeti vegetáció. Gyomok és jellegtelen fajok alkotják az ilyen társulást. Ide sorolhatók például a szántók, az intenzív erdészeti kultúrák, a meddőhányók, stb.
- 2: Erősen leromlott természetes állapot. Ide sorolja a természetes társulás nyomokban megtalálható. Tömegesek a gyomnövények. Ide sorolja az intenzív gyepek kultúrákat, a leromlott legelőket, a szántó vagy gyepek helyére telepített erdőket, stb.
- 3: Ebbe a kategóriába a közepesen leromlott növénytársulások kerültek, amelyekben az eredeti vegetáció elemei megfelelő arányban vannak jelen, de színező elemek alig fordulnak elő. Nagy aránnyal jelennek meg a gyomfajok. Ebben a kategóriába tartoznak sok egyéb mellett a túlhasznált legelők is.
- 4: Ez a természetközeli állapotot jelöli, ahol az emberi beavatkozás nem jelentős. A társulásra jellemző fajszám majdnem maximális. Nagy számban vannak jelen a színező elemek. Nem jelentős a gyomok aránya. Ide sorolhatók például a természetes parti övezettel rendelkező vizek, stb.
- 5: Az állapot természetes, illetve annak tekinthető. Kiemelkedő a színező fajok (védett és reliktum fajok) aránya, és kevés a gyomfaj. Ilyenek a fajgazdag hegyi kaszálórétek, az őserdők, a tőzegmohalápok, stb.

Gyepre vetítve a természetességi állapotokat SZEMÁN (1997) írta le. Szerinte a mezőgazdasági tulajdon átalakulásával jelentek meg a kevésbé vagy egyáltalán nem gondozott, illetve felhagyott gyepek.

- *A felhagyott gyep* tulajdonképpen a magára hagyott gyepterületet jelenti. Az ilyen gyep növényállománya fokozatosan romlik, parlag-, degradált, majd leromlott gyepké alakul.
- *Parlaggyepről* akkor beszélünk, amikor a gyep művelését időszakosan adják fel, vagy rendszertelenül végzik. Erre jellemző a gyomosodás, cserjésedés. Az értékes gyepalkotók aránya csökken, de még ismételt művelésbe vonással helyreállítható az állomány összetétele.
- *Degradált gyep* két esetben alakul ki: alulhasznosítással vagy túllegeltetéssel. *Alulhasznosítás* akkor következik be, ha kevesebb állatot legeltetnek, mint amit a terület elbírna, vagy a kaszálást rendszertelenül végzik, illetve elmarad a kaszálás. *Túllegeltetés* esetén a legeltetett állatok számát úgy alakítják ki, hogy nem veszik figyelembe a legelő állattartó képességét, és/vagy nem várják ki a regenerációs időt.

Többen írtak le olyan rendszert, amely alapján a növénytársulás állapota az azt alkotó növények ökológiai jellemzői alapján érzékelhető. Ilyenek például a Simon-féle (SIMON 1994) értékelő táblázat, valamint a Borhidi-féle (BORHIDI 1993)- féle értékszámok. A Simon-féle rendsze-rezésben előbb flóraelemeket találunk, majd életformákat, és aztán a különböző élőhely igényeket. Ezek a T-érték (hőhőztartás), W-érték (vízhőztartás), és R-érték (talaj-reakció). Majd számításba vehető a TVK- (Természetvédelmi érték kategória) érték is. Az ökológiai mutatók különböző skáláiról BARTHA (1995) ad áttekintést.

BORHIDI (1993, 1995) a Simon-féle kategóriák kibővítésével hozta létre rendszerét. GRIME (1979) alapján szociális magatartás típusokat (SzMT) alakított ki. A kialakított ökológiai mutatószám rendszer azonos felépítésű az ELLENBERG (1974) által kidolgozott rendszerrel. Az ökológiai indikátor értékek kialakításánál is korábbi rendszerekre alapozott. Borhidinél minden 9 fokozatú skálán írható le, ez alól csak a relatív talajvíz-, illetve talajnedvesség értékek (WB) 12 fokozatú skálája képez kivételt. Ezekkel az érték-számokkal, illetve kategóriákkal tehát jellemezhető egy adott terület természetessége az intenzív természetéstechnológia felhagyása után is.

Gyepes esetében az intenzív természetéstechnológia az iparosodás folyamán alakult ki, amikor megjelentek a kémiai hozamfokozó anyagok. Ebből adódóan ez a módszer már műtrágyát is használ, legjellemzőbb a nitrogén hatóanyagú terméskövelők alkalmazása (SZEMÁN 2007). A tápanyagellátást alapvetően a terméskövelő eljárások közé soroljuk, de számos kísérlet bizonyította, hogy a botanikai összetételre is hatással van.

Műtrágyázás esetén három alapvető tápanyaggal számolhatunk: *nitrogén*, *kálium* és *foszfor*. Ezek adagolásával az egyes növényfajok, illetve csoportok arányát befolyásolhatjuk (KÁDÁR et al. 2007). SZEMÁN (2007) szerint a nitrogén hatására a fűféle gyepalkotók felszaporodnak. BÁNSZKI (1991) azt is megfigyelte, hogy a csomós ebír (*Dactylis glomerata* L.) és a magyar rozsok (*Bromus inermis* Leyss.) különösen kedveli a nitrogén trágyázást. Nagy dózisu nitrogén műtrágyázás hatására viszont a fajszám jelentős mértékben lecsökkenhet (HARCSA 2009). Azt is megfigyelték, hogy a pillangósok nagyobb (100 kg/ha) nitrogén adag után kiszorulnak a gyepből (BÁNSZKI 1991, SZEMÁN 2007). A kálium és a foszfor a pillangósok elszaporodásának és fennmaradásának kedvez (SZEMÁN 2007, BARCSÁK 1978, 2004). A tápanyag-utánpótlás hiánya is változást okozhat a növényállományban. A változás mértéke függ a hasznosítási típustól, illetve a fenntartás céljától (SZEMÁN

2007b. TASI 2007, HARCZA et al. 2008). Összesítve elmondható, hogy a műtrágyázás megváltoztatja a gyepalkotók arányát (TASI 2007, KULIN et al. 2008). BÁNSZKI (1991) szerint, ha a változás jelentősebb, akkor gyep típus változás is bekövetkezhet.

Anyag és módszer

Kísérletünket a Gabonakutató Nonprofit Közhasznú Kft. zombói kísérleti terén végeztük. Itt egy négyéves (2001–2005) tápanyag utánpótlási kísérlet befejezése után vizsgáltuk a gyep állapotát. A kísérlet befejezése után a tápanyagutánpótlást abbahagyták, a területet kaszálással tartották fent. A kísérletünkben telepített gyep összetételének változását vizsgálták különböző műtrágyakezelések hatására. A telepített vetőmagkeveréket a következő fajok alkották: angol perje (*Lolium perenne* L.), vörös csenkesz (*Festuca rubra* L.), magyar rozsnok (*Bromus inermis* Leyss.), taréjos búzafű (*Agropyron cristatum* (L.) Gaertn.), zöld pántlikafű (*Phalaris arundinacea* L.), réti perje (*Poa pratensis* L.). A parcellák a műtrágya kezeléseken különböztek: 1. Kezeletlen, 2. N₁₀₀, 3. N₁₅₀, 4. N₁₀₀₊₅₀, 5. P₄₀, 6. P₈₀, 7. N₁₀₀P₄₀, 8. N₁₀₀P₈₀, 9. N₁₅₀P₄₀, 10. N₁₅₀P₈₀, 11. N₁₀₀₊₅₀P₄₀, 12. N₁₀₀₊₅₀P₈₀. A kísérletet 2005-ben befejezték, azóta a gyep fenntartása az évente egyszeri kaszálásból áll. Botanikai felvételezésünket 4 évvel a felhagyás után végeztük, parcellánként 1×1 m-es kvadrát területen, 2 ismétlésben. Abszolút kontrollként az ösgyepes kísérlet kontroll területét vizsgáltuk. Ez a már leírt kísérlet mintájára készült, attól 3 méteres távolságra, ugyanazokkal a kezelésekkal, de itt az ösgyepen végezték a kezeléseket, nem telepítették újra. Ennek az ösgyepes kísérletnek a kontroll (tehát műtrágyázatlan) parcelláját alkalmasnak találtuk a gyepesedési folyamatok összehasonlítására. A botanikai felvételezéskor BRAUN-BLANQUET (1951) módszerét követtük.

Eredmények és megvitatásuk

Az 1. táblázat mutatja a területen talált növények borítási arányát az ismétlések átlagában. Ebből kiderül, hogy a telepített 6 fűfajból a nyári aszpektusban egyik sem volt jelen a területen. A jelenlegi növényállományban a fő állományalkotó növények a *Plantago lanceolata*, a *Trifolium pratense*, a *Cynodon dactylon* és a *Medicago lupulina*. Ezeknek a növényeknek a Borhidi-féle ökológiai mutatószámaival (2. táblázat) bizonyítható az, hogy a talajban még tényleg megvan a nitrogén trágyázás nyoma, de már csökkent a szintje. Erre utal ezeknek a növényeknek a 4-es, illetve 5-ös NB értéke. Ezen kívül a parcellák közötti műtrágya-dózis különbségekre már semmi nem utal. A növények fajszáma parcellánként 14 és 18 között van.

Ha összevetjük az ösgyep (abszolút kontroll parcella) növényállományával a fajlistát (3. táblázat), látható, hogy a telepített gyepben is nagyrészt ugyanazok a fajok jelentek meg. Kivételt képeznek ez alól a *Galium verum* és az *Achillea collina*, amelyek az ösgyepben jelen vannak, de a kísérleti területen még nem fordultak elő. A telepített területen jelenlévő, de az ösgyep növényállományában nem szereplő növények pedig a következők: *Cirsium arvense*, *Tetragonolobus maritimus*, *Silene* ssp., *Cynodon dactylon*, *Potentilla reptans*, *Trifolium fragiferum*, *Trifolium repens*, *Podospermum canum*, *Festuca pseudovina*. A 4. táblázatban látható ezeknek a különbségeknek az oka. Az ösgyepben jelen lévő, de

1. táblázat A növények borítási aránya (%-ban)
Table 1. Cover rates (in %) of the species

Kezelés száma:	kezeletlen	N_{100}	N_{150}	N_{100+50}	P_{40}	P_{80}	$N_{100}P_{40}$	$N_{100}P_{80}$	$N_{150}P_{40}$	$N_{150}P_{80}$	$N_{100+50}P_{40}$	$N_{100+50}P_{80}$
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Fajnév	Borítási százalék (%)											
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0	1,5	1	0,5	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Cichorium intybus</i>	1	1,5	1,5	1,5	1	1,5	2	1	0,5	1	1	1
<i>Cirsium arvense</i>	4	2,5	12,5	1,5	1	5	3,5	0,5	1,5	3	2	2
<i>Convolvulus arvensis</i>	1	0,5	1	1	0,5	1,5	1	1	0,5	0,5	1	0,5
<i>Cynodon dactylon</i>	14	15	10	15	10	12,5	10	4	5	5	22,5	5
<i>Dactylis glomerata</i>	2	4	6,5	4	4	10	4	3,5	3	4	2	3
<i>Daucus carota</i>	2,5	2,5	0,5	2	1,5	6	2	2	2	0,5	2	1,5
<i>Elymus repens</i>	6,5	7	20	2,5	2,5	13,5	2,5	3,5	2	1	2,5	2,5
<i>Festuca arundinacea</i>	4	2,5	2,5	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Festuca pseudovina</i>	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragmites australis</i>	2,5	2,5	0	1,5	3	0	3,5	4	1	0	2,5	0,5
<i>Lotus tenuis</i>	2,5	5	0	4	3,5	1	6	4	4	2,5	7	3,5
<i>Medicago lupulina</i>	10	7,5	1	10	3,5	3,5	6,5	22,5	10	7,5	8,5	25
<i>Picris hieracioides</i>	3,5	3	1,5	3	2,5	4	4	4	3,5	2,5	3	3,5
<i>Plantago lanceolata</i>	10	10	6,5	15	6,5	7,5	17,5	11,5	22,5	20	17,5	17,5
<i>Poa angustifolia</i>	5	4,5	2	4	5	3,5	4	4	3	3	2,5	3,5
<i>Podospermum canum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0
<i>Potentilla reptans</i>	1	0,5	1,5	0	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0
<i>Ranunculus acris</i>	1,5	2	0	0,5	0	0,5	0,5	0	0	0	0,5	0,5
<i>Silene spp.</i>	0	1	1	0,5	0	0,5	0,5	0,5	1	0,5	0,5	1,5
<i>Taraxacum officinale</i>	2	2,5	3	1,5	1,5	2,5	1,5	2	2,5	0,5	2	2,5
<i>Tetragonolobus maritimus</i>	1,5	1	0	2,5	0	1	2,5	0	2	2	1	1,5
<i>Trifolium fragiferum</i>	2,5	2,5	0	0	5	2,5	0	5	0	4	1	0
<i>Trifolium pratense</i>	10	10	1,5	12,5	22,5	12,5	12,5	15	14	17,5	12,5	7,5
<i>Trifolium repens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Verbena officinalis</i>	0	0	0,5	0,5	1	0	0	0	0,5	1	0	0,5
Összborítás	87	89	74	84	75	89,5	84	88,5	79,5	76	92,5	83
Fajszám	18	17,5	14	17,5	15,5	15,5	16,5	16	16	14	17	16

2. táblázat A vezérnövények ökológiai jellemzői
Table 2. Ecological values of the leader plants

GENUS	SPECIES	AUCTOR	SBT	VAL	TB	WB	RB	NB	LB	KB	SB	COENOLB
<i>Cynodon</i>	<i>dactylon</i>	/L./Pers.	RC	-2	7	3	7	5	8	3	1	Indiff.
<i>Medicago</i>	<i>lupulina</i>	L.	DT	2	5	5	8	4	7	4	1	Indiff.
<i>Plantago</i>	<i>lanceolata</i>	L.	DT	2	5	4	6	5	7	3	0	Indiff.
<i>Trifolium</i>	<i>pratense</i>	L.	DT	2	5	6	6	5	7	3	0	Indiff.

3. táblázat Az abszolút kontroll terület növényállománya
Table 3. Cover rates of the species on the absolute control parcel

Fajnév	Borítás (%)
<i>Achillea collina</i>	1,5
<i>Arrhenatherum elatius</i>	5,5
<i>Cichorium intybus</i>	1
<i>Convolvulus arvensis</i>	1,5
<i>Dactylis glomerata</i>	7,5
<i>Daucus carota</i>	0,5
<i>Elymus repens</i>	1
<i>Festuca arundinacea</i>	2,5
<i>Fragmites australis</i>	7,5
<i>Gallium verum</i>	2,5
<i>Lotus tenuis</i>	15
<i>Medicago lupulina</i>	3
<i>Picris hieracioides</i>	0,5
<i>Plantago lanceolata</i>	4
<i>Poa angustifolia</i>	12,5
<i>Ranunculus acris</i>	1,5
<i>Taraxacum officinale</i>	1
<i>Trifolium pratense</i>	3,5
<i>Verbena officinalis</i>	0,5
Összborítás	72,5

4. táblázat Csak a telepített vagy az ősgyepben megjelenő fajok ökológiai értékszámjai
 Table 4. Ecological values of the species which are only on the seeded or the natural grassland

GENUS	SPECIES	AUCTOR	SBT	VAL	TB	WB	RB	NB	LB	KB	SB	COENOLB
<i>Achillea</i>	<i>collina</i>	J.Beck	DT	2	6	2	7	2	9	6	3	5.5
<i>Cirsium</i>	<i>arvense</i>	/L./Scop.	RC	-2	5	4	6	7	8	5	1	Indiff.
<i>Cynodon</i>	<i>dactylon</i>	/L./Pers.	RC	-2	7	3	7	5	8	3	1	Indiff.
<i>Festuca</i>	<i>pseudovina</i>	Hack.ex Wiesb.	C	5	8	3	8	3	9	6	3	5.5.2
<i>Galium</i>	<i>verum</i>	L.	DT	2	5	4	7	3	7	4	0	Indiff.
<i>Podospermum</i>	<i>canum</i>	C.A.Mey.	G	4	8	4	8	2	8	7	5	5.5
<i>Potentilla</i>	<i>reptans</i>	L.	DT	2	6	6	7	5	6	3	1	Indiff.
<i>Tetragonolobus</i>	<i>maritimus</i>	/L./Roth	DT	2	6	7	7	4	8	4	1	Indiff.
<i>Trifolium</i>	<i>fragiferum</i>	L.	DT	2	6	7	8	7	8	5	4	Indiff.

a telepített területen még nem megtalálható 2 faj nitrogén igényét tekintve látható, hogy nitrogént nem kedvelő növényekről van szó. Ez is azt bizonyítja, hogy az egyébként tápanyagszegény homoktalajban maradt még nyoma a négy év alatt folyamatosan adagolt műtrágyáknak. A telepített gyepekben megjelent, de az ősgyepben egyébként nem szereplő növényfajok közepes vagy magas nitrogén igényteliséggel rendelkeznek. Kivéve a *Podospermum canum*-ot, ami generalista, azaz széles tűrőképességű faj és a *Festuca pseudovina*-t, ami kompetitor faj. A társulás többi tagja DT, azaz zavarástűrő természetes növényfaj. Ezek jellemzően a másodlagos szukcesszió beindulását jelzik. Míg a többi növény szociális magatartástípusa szerint az RC, azaz a ruderalis kompetitorok csoportjába tartoznak. Ezekről tudjuk, hogy a természetes flóra domináns gyomjai.

Botanikai felvételezésünkéből kiderült, hogy az intenzív fenntartás, a műtrágyázás négy év múlva is érezhető hatását a növényállomány összetételében. A nitrogén igényesebb fajok ugyanis még mindig jelen vannak a területen. Az is látható, hogy a másodlagos szukcesszió már beindult a felhagyott területen, ezt csupán az évi egyszeri kaszálás lassítja. Viszont a műtrágyázás hosszabb távú hatása miatt, a nitrogént nem kedvelő, de az ősgyep növényállományában megtalálható fajok lassabban foglalják vissza a területet. A megjelent gyomfajokból kitűnik, hogy ezek a korábban intenzíven tartott, majd hirtelen felhagyott gyepterületek több kaszálást vagy gyomirtást, illetve felül-vetést igényelnének. Hiszen a telepített fűfélék ápolás nélkül kiszorultak a területről. A vezérnövények szerepét pillangósok és gyomfajok vették át. Bebizonyosodott, hogy a felhagyott gyepterületek növényállománya a közvetlen közellben található ősgyep vegetációból „építkezik”, ami viszont a gyomosodás veszélyét rejti. Ha a terület továbbra sem lesz kezelve, nagymértékű degradáltság léphet fel. A gyepek növényállományának arányai felülvetéssel (vezérnövényes felülvetéssel) még helyreállíthatók.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondunk a szegedi Gabonakutató Nonprofit Közhasznú Kft.-nek a kísérletért.

Irodalom

- BÁNSZKI T. 1991: Kisadagú nitrogéntrágyázás hatása pillangósokban gazdag telepített gyepekben. *Növénytermesztés* 40: 5)
- BARCSÁK Z. 2004: Biogyep-gazdálkodás. Biogazda kiskönyvtár. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- BARCSÁK Z., BAKSAY – TÓTH B., PRIEGER K. 1978: Gyeptermesztés és – hasznosítás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- BARTHA D. 1995: Ökológiai és természetvédelmi jelzőszámok a vegetációs értékelésben. *Tilia* 1: 170–184
- BORHIDI A. (1993): A magyar flóra szociális magatartás-típusai, természetességi és relatív ökológiai értékűségei. KTM Természetvédelmi Hivatala és JPTE, Pécs
- BORHIDI A. 1995: Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the hungarian flora. *Acta Bot. Sci. Hung.* 39: 97–181.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1951: Pflanzensoziologie II. Wien.
- ELLENBERG, H. 1974: Zeigerwert der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobotanica* IX. Goltze Vrl. Göttingen.
- GRIME, J. P. (1979): *Plant Strategies and Vegetation Processes*. John Wiley and Sons. Chichester- New York- Brisbane- Toronto.
- HARCSA, M. 2009: Stress effects of extensive and intensive nutrient supply on grassland coenosis. *Cereal Research Communications* 37: 269–272.

- HARCSA M., BAJNOK M., KULIN B., SZEMÁN L., PRUTKAY J. 2008: Effects of ecological soil aptitude on grass stand planning. *Cereal Research Communications*. 36: 1931–1934.
- KÁDÁR I., RAGÁLYI P., SZEMÁN L., MÁRTON L., NAGY S. 2007: NPK műtrágyázás és a foltszerű trágyaterhelés hatásának vizsgálata legeltetett ősgyepen. *Gyepgazdálkodási Közlemények 2007/5*. pp: 16–25.
- KULIN B., GYÖRGY A., PRUTKAY J., TÓTH L., ZSIGÓ G. 2008: The effect of soil nutrient content on the mowed turf. *Cereal Research Communications* 36: 879–882.
- SEREGÉLYES T. 1995: Vegetáció és növénytársulások. Vegetációs közelítés. In: *Pannon Enciklopédia. Magyarország növényvilága* (Járainé Komlódi M. ed.), 150–151. Dunakanyar 2000, Budapest.
- SIMON T. 1994: A magyarországi edényes flóra határozója. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest
- SZEMÁN L. 1997: Gyepesedő parlagterületek termőképességének javítása. *Parlagföldek sorsa és hasznosítási lehetőségei c. Konferencia előadásai*. Tokaj, pp. 92–100
- SZEMÁN L. 2007: Gyepgazdálkodási módszertan. Egyetemi jegyzet, Gödöllő
- SZEMÁN L. 2007b: Environmental consequences of sustainability on grassland. *Cereal Research Communications*. 35: 2. 1157–1160.
- TASI J. 2007: Diverse impacts of nature conservation grassland management. *Cereal Research Communications*. 35: 1205–1208.
- VIRÁGH K. 2002: Vegetációdinamikai kutatások. In: Fekete G. et al. (szerk.): *Az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete 50 éve (1952–2002)*. MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 65–91.

SUCCESSION PROCESS OF SEEDING GRASSLANDS AFTER
THE ABANDONMENT OF INTENSIVE MANAGEMENT

¹M. HARCSA, ¹L. SZEMÁN, ²K. PENKSZA

¹Szent István University, Institute of Crop Production, Department of Grassland Management

²Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management,

Department of Nature Conservation and Landscape Ecology

H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: harcsa.marietta@mkk.szie.hu

Keywords: sward-redevelopment, abandonment, intensive management, ecological values

Summary: We conducted our research on the experimental fields of the Gabonakutató Nonprofit Közhasznú Kft. near Zsombó. We examined the process of sward-redevelopment on an area used for a nutrient supply experiment finished 4 years ago. We conducted botanical analysis on 1×1 m quadrat plots (12 plots×2 repeats). The natural pasture where no fertilizers were applied was used as a control area. We judged the degree of advancement of the sward-redevelopment process from botanical diversity, the appearance of typical species, and from the ecological value numbers of the plant association.

TÁJTÖRTÉNETI KUTATÁSOK A PESTI-SÍKSÁG ÉSZAKI RÉSZÉN

TATÁR Sándor¹, SÁNDOR Csaba², ERCSÉNYI Márta³, MILUTINOVITS László⁴¹Tavirózsa Környezet- és Természetvédő Egyesület

2112 Vereasegyház, Huba u. 43., e-mail: tatarsandor@invitel.hu

²EMLA (Environment Management and Law Association) Egyesület

1076 Budapest, Garay u. 29–31., e-mail: sandor.csaba@gmail.com

³Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség

1072 Budapest, Nagydíófa u. 10–12., e-mail: ercsenyimarta@c2.hu.

⁴Foglalkoztatási és Szociális Hivatal, Mobilitás Országos Ifjúsági Szolgálat

1054 Budapest, Szemere u. 7., e-mail: milutinovits.laszlo@gmail.com

Kulcsszavak: Alföld, Pesti-síkság, tájtörténet, tájváltozás, tájökológia

Összefoglalás: A Pesti-síkság északi részén (a főváros agglomerációjában) az ember tájalakító hatása fokozottan érvényesül. Táj történeti kutatásunk szűkebb vizsgálati területén, a Szódrákosi-patak vízgyűjtőjén az elmúlt két évszázadban a lakónépeség közel tízszeresére, a beépített területek kiterjedése pedig tizenegyszeresére nőtt. A szántók összterülete ezzel a tendenciával párhuzamosan a 18. század végétől a 20. század közepéig fokozatosan nőtt, majd a 20. század végére csökkenést mutat. A különböző természetes és természetközeli élőhelyek közül a legnagyobb veszteséget a száraz gyepek, legelők szenvedték el: az I. Katonai felmérés és 1959 között huszadára csökkent arányuk. Ezt követően azonban ellentétes trend indult: a felhagyott szántókon regeneráció figyelhető meg. A nedves gyepek, kaszálók aránya az I. Katonai felmérés óta hetedére csökkent, elsősorban az állatállomány visszaesése és a patak menti területek megművelése folytán (zöldség- és epertermesztés stb.). A gyümölcsösök és szőlők területe a 20. század közepéig másfélszeresére növekedett, majd ezt követően csökkenés mutatkozott. Az erdők kiterjedése háromszorosára nőtt az I. Katonai felmérés óta, ez azonban elsősorban a tájidegen erdő-sítéseknek (akác, erdei és fekete fenyő), és nem a természetes regenerációnak köszönhető. A lecsapolások, beszántások következtében a lápok, mocsarak a 19. század második felére érték el legkisebb kiterjedésüket (mindössze 0,4%), a 20. század végére viszont a patak menti földművelés felhagyása miatt arányuk jelentős mértékben nőtt (közel 3%-ra, azonban eredeti állapotukhoz képest fajszegevények és gyakran jelennek meg bennük inváziós növények). Az állóvizek összfelülete napjainkban a legnagyobb, mivel az elmúlt évtizedekben számos tavat alakítottak ki a vízgyűjtőn horgászati célra. Táj- és természetvédelmi szempontból az egyik legnagyobb problémát az egykor összefüggő természetes és természetközeli élőhelyek feldarabolódása, elszigetelődése jelenti. Ez kedvezőtlenül hat a táj regenerálódó képességére, gátolva a szükséges tájrehabilitációs intézkedések eredményességét.

Bevezetés

A Pesti-síkság képét évezredek óta alakítja az ember, azonban ez a hatás – különösen az elmúlt évtizedekben – soha nem látott méreteket öltött. A fővárosi agglomerációban – elsősorban a lakóövezetek és a gazdasági területek terjeszkedése miatt – a természeti területek száma, kiterjedése jelentősen csökkent, a táj állapota romlott (MALATINSZKY 2005, TATÁR 2008). Az ember által jelentősen átalakított területek aránya a Szódrákosi-patak vízgyűjtőjén 86,6% (11 137 ha), a természetközeli élőhelyek (pl. homokpuszták, láprétek, erdők) beépültek, vagy feldarabolódtak és nőtt az elszigeteltségük (PENKSZA et al. 2007, 2008, TATÁR et al. 2006).

Az általunk vizsgált Szódrákosi-patak vízgyűjtőjén (kb. a Vác-Gödöllő-Budapest háromszögben) a táj- és vízgazdálkodás nem megfelelő módon történik: egyrészt természetvédelmi szempontból értékes, ugyanakkor növénytermesztésre kevésbé alkalmas gyepeket szántanak be; másrészt a vízrendezések gyakran a törvény által védett lápok és a mocsarak kiszáradásához, eltűnéséhez vezetnek. Ilyenek a térségre egyébként nem

jellemző árvízveszély megelőzése címén végzett patakkotrások, lecsapolások, új tavak kialakítása stb. A probléma hátterében részben a természetvédelmi és a vízgazdálkodási törvény közötti ellentmondás áll, utóbbi előírásai ugyanis több ponton ütköznek a természetvédelmi érdekekkel.

A vizek szennyezése a rendszerváltást követően a mezőgazdasági termeléssel együtt jelentősen visszaesett, napjainkra azonban a csatornázatlanság vagy egy nem megfelelően működő szennyvíztisztító (pl. Veresegyház) hasonló súlyú problémát jelentenek.

Egyre nagyobb természetvédelmi kihívást jelentenek a behurcolt, betelepített idegenhonos fajok is, melyek már társadalmi-gazdasági szempontból is számottevő károkat okoznak (pl. parlagfű terjedése, magas aranyvessző inváziója a védett lápréteken, ikrapusztító törpeharcsa és hínárevő amur betelepítése a tavakba). Említést érdemelnek még a szabályozatlan, ellenőrizetlen terepi motoros sportok. Ezek elsősorban a homokbuckás területek mára megfogyatkozott, értékes gyepjeit veszélyeztetik, a keréknyomokban pedig tömegesen szaporodnak el a gyomnövények.

Ugyanakkor egyes – ma már részben védett – természeti területek éppen bizonyos emberi tevékenységek miatt maradhettek fent. A Veresegyházi-medence NATURA 2000 terület homokpusztáinak (Szada) korábbi, viszonylagos érintetlenségét évtizedeken keresztül az biztosította, hogy katonai lőtér volt. A Szódrákosi-patakot kísérő Barátság I. kőolajvezeték védőtávolságán belül számos védett láp található. A védett területek 776,7 hektárt tesznek ki, mely a vízgyűjtő területnek mindössze 5,9%-a (TATÁR et al. 2006).

A rövidlátóan tervezett, a természeti erőforrásokat felélő, és a természeti értékeket elpusztító tájhasználatnak jelentős társadalmi-gazdasági kára/költsége van, melynek első jelei már a térségben is láthatók. A természeti területek állapotának romlása és a biológiai sokféleség csökkenése az ökoszisztéma szolgáltatások sérüléséhez vezettek (pl. természetes halszaporulat visszaesése, strandvíz minőségének romlása a veresegyházi Malom-tavon) (TATÁR 2005).

Az elkövetkező esztendőek egyik legfontosabb kihívása a tájhasználattal kapcsolatos szemléletváltás, mely nem csak a fenntarthatóságot, a biológiai és táji sokféleség megőrzését, hanem a szükséges tájrehabilitációs intézkedések megtételét is jelenti. A NATURA 2000 Hálózat és az EU Víz Keretirányelve célkitűzéseinek megvalósítása jelentős kihívás, azonban ezek nélkül a természeti-táji értékek megőrzése elképzelhetetlen. Meg kell jegyezni azonban, hogy a különböző ellenérdekeltségek mellett komoly problémát jelent, hogy napjainkban a táj regenerálódó-képessége – az egyes természetközeli élőhelyek kis mérete, elszigeteltsége és az emberi tevékenység növekvő hatása miatt – jóval kisebb, mint korábban. Ezt tetézi a klímaváltozás, melynek mértéke és hatása várhatóan a világtájon nagyobb lesz hazánkban (VAHAVA 2003-2006).

Munkánk célja a Szódrákosi-patak vízgyűjtőjének több mint két évszázadot átölélő tájtörténeti elemzése volt, mellyel a fenntartható tájgazdálkodást és a tájrehabilitációt kívánjuk megalapozni.

Anyag és módszer

Kutatásainkhoz történeti és aktuális térképeket, légifotókat, korabeli irodalmat, levéltári dokumentumokat (pl. eredeti jegyzőkönyveket) és településmonográfiákat használtunk fel. A különböző korokból származó térképeket ArcView térinformatikai szoftverrel

egységes vetületbe és méretarányba transzformáltuk. A térképek digitalizálása során 9 területhasználati kategóriát különítettünk el, melyek összehasonlítása révén értékelhetővé váltak az elmúlt 230 év tájgazdálkodási tendenciái. A hibák elkerülése és az egyszerűbb feldolgozás érdekében az erdőket és faültetvényeket, illetve a szőlőket és gyümölcsösöket egy kategóriába vontuk.

Az I. Katonai Felmérés (1782–1785) során készült térképek vetület nélküliek, mely az egyes szelvények illesztésénél torzulásokat okozott. A térképezési módszerek és eszközök a kor térképezési ismereteinek és színvonalának sem mindig feleltek meg, ami a térképek minőségében, pontosságában is megmutatkozik. A II. Katonai Felmérés (1810–1866) térképeinek geodéziai megbízhatósága már jobb, a különböző tájhasználatú területek elkülönítése könnyebb volt. A térképekhez egységes jelkulcs is készült. (Ugyanakkor a több évtizedes térképezés befejezése idején már nem felelt meg az akkori követelményeknek.) A III. Katonai Felmérés (1872–1884) térképei már jóval pontosabbak és részletesebbek. Időrendben a következő feldolgozott térképszelvények 1959-ből és 1989-ből származtak. A légifelvételek közül a tájról először készült (1951), és a 2002-es sorozatot használtuk fel vizsgálatainkhoz.

A Pesti-síkság északi részén a Szódrákosi-patak vízgyűjtőjére szűkítettük vizsgálati területünket. A vízrendszer lehatárolása az északnyugati síkságon a minimális szintkülönbségek miatt nehézségeket jelentett. A területen összesen 18 település található (Csomád, Csörög*, Erdőkertes, Fót, Göd, Gödöllő, Kismémedi, Mogyoród*, Órbottyán* (korábban: Szt. Miklós és Bottyán), Rád, Szada*, Szöd*, Szödliget*, Vác, Vácduka, Váchartyán*, Vácrátót*, Veresegyház*) melyek közül csak a nagyobb területtel rendelkezők tájtörténetét mutatjuk be részletesen (ezek nevét jelöltük *-gal). A könnyebb tájékozódást elősegítendő, a régi tájhasználatot bemutató térképeken is feltüntettük a mai fő közlekedési utak, a vasút és az M3-as autópálya nyomvonalát.

A török hódoltság vége és az első részletes országleírások között jó néhány évtized telt el. Bél Mátyás az 1730-as és 1740-es években írta meg híres Notitia-ját (BÉL 1730), míg Vályi András országleírása csak a század végén, 1796–1799 között jelent meg (VÁLYI 1796–1799). Így a 18. századi állapotokról ezekből a különböző írásokból értesülhetünk. A későbbiekben azonban igen részletes statisztikai adatok, és alapos leírások is rendelkezésünkre állnak, utóbbiak közül kiemelkedik a Galgóczy-féle, Pest megyéről szóló háromkötetes monográfia (GALGÓCZY 1876, 1877). (Gyakran hivatkozunk különböző terület-mértékegységekre, melyek átszámítása a metrikus rendszerre a következő: 1 katasztrális hold = 0,5755 ha; 1 négyszögöl = 3,597 m²). A felsorolt források segítségével kaphatunk részletesebb képet a Szódrákosi-patak környékén fekvő vidékről, és arról, hogyan hasznosították az itt lakók az elmúlt két évszázadban a tájat.

Eredmények és megvitatásuk

A Pesti-síkság természetföldrajzi jellemzése

A Pesti-síkság az Alföld nyúlványaként egészen Vácig hatol, északon a Cserhát, keleten a Gödöllői-dombság, míg nyugaton a Duna határolja. A Szódrákosi-patak vízgyűjtője a Pesti-síkság Mogyoródtól északra eső részét és a Gödöllői-dombság nyugati oldalát foglalja magába. A dombvidék fontos vízválasztó: nyugati oldala a Duna, míg keleti

oldala a Tisza vízgyűjtőjéhez tartozik. A Sződligetnél Dunába ömlő Szódrákosi-patak a mogyoródi Bolnoka-hegy lábánál ered (Püspök-forrás), jelentősebb oldalágai a Folyás-, a Tece-, a Bara- és a Hartyán-patak. Hossza 24 km, vízgyűjtő területe 132 km².

A táj éghajlata kontinentális jellegű, itt egyaránt érvényesül az Alföld meleg, szárító hatása és az Északi-középhegység meleget enyhítő légáramlata. A Dunazug- és a Börzsöny hegységek csapadékmánya miatt gyakran van csapadékhiány, a lehulló eső és hó mennyisége általában nem haladja meg a párolgási veszteséget. Ennek ellenére vizes élőhelyekben gazdag e táj, melyet a környező dombokra hulló és beszivárgó, majd a völgyekben (gyakran tavak fenékforrásaként) újra felbukkanó csapadékvíz éltet. A csapadékvíz mélyebbre hatolását az egykori Pannon-tenger üledéke, a helyenként több száz méteres vastagságot is elérő, vízzáró agyagréteg akadályozza meg. A lankás területeken mindenütt jellemző meszes futóhomok a táj képét kialakító, az évmilliók során nyugatra húzódó Ős-Duna hordalékként rakódott le.

A mélyen fekvő, nedves völgyekre a lápok, mocsarak, a magasabb térszíneken a nedves rétek, míg a homokdombokra a zárt szárazgyepek és helyenként a felsivatagi környezeti tényezőket (szárazság, nagy hőingadozás) mutató futóhomokos nyílt homokpuszta a jellemző. Zárt tájhozonszerű erdőségek (pl. kocsánytalan tölgyesek) elsősorban a jobb vízháztartású, csapadékosabb dombvidékeken (a vízgyűjtő keleti és déli oldalán) alakultak ki, kis kiterjedésben. Az elmúlt két évszázad homokfásításai következtében ma a tájidegen, szegényes élővilágú, természetvédelmi szempontból értéktelen faültetvények (akácok, fenyvesek) dominálnak. A patakvölgyekben egykor részben keményfás ligeterdők (kocsányos tölgyesek) húzódtak, jelenleg azonban – az évszázadokkal ezelőtti elvégzett fakitermelések miatt – a puhafás fűz-nyár ligeterdő a jellemző. A természetes, természetközeli élőhelyek napjainkra töredékükre zsugorodtak, állapotuk jelentősen romlott.

A tájhasználat alakulása a Szódrákosi-patak vízgyűjtőjén az elmúlt két évszázadban

Az 1700-as évek végén a vízgyűjtő legnépesebb települései Veresegyház (régiesen: Veresegyháza), Sződ és Szada. Napjainkra a lakónépesség közel tízszeresére (40 442 főre), a beépített területek pedig tizenegyszeresére nőttek. A gyorsuló növekedés a 20. században kezdődött, melynek mértéke Veresegyházon volt a legnagyobb (12,4-szeres), de még a leglassabban növekvő Vácrátóton is közel négyszer annyian élnek ma, mint a 18. század végén.

A népességszám emelkedésének hatása jól nyomon követhető a tájhasználat változásán is. A szántók kiterjedése és részesedése a vízgyűjtőn közel hatszorosára nőtt (10,1%-ról 59,7%-ra) a 18. század végétől 1959-ig. Az elmúlt évtizedekben a változó társadalmi-gazdasági folyamatok miatt ezzel ellentétes trend indult el, a szántóföldek aránya 1989-ig 46,7%-ra csökkent (ez a folyamat azonban napjainkban is tart).

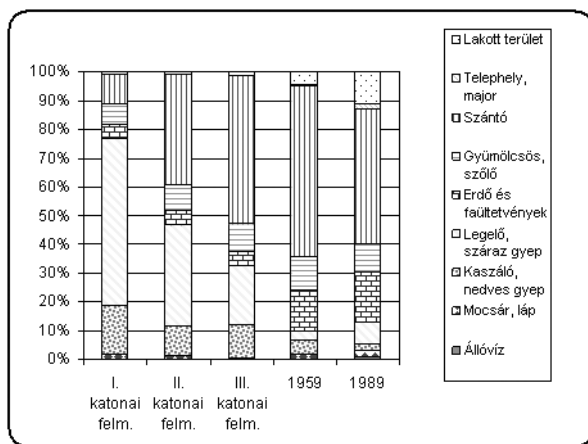
A legelők, száraz gyepek kiterjedése és aránya az I. Katonai Felmérés és 1959 között a vízgyűjtőn huszadára csökkent (57,8%-ról 2,9%-ra). Ebben a művelésbe vonás mellett a 19. században megindult homokfogó fásítások (akác, majd az 1900-as években erdei és fekete fenyő is) és az állattartás visszaesése is szerepet játszott. A 20. század végére a száraz gyepek kisebb térhódítása figyelhető meg (arányuk 7,9%-ra nőtt), mely elsősorban a parlagterületek növekedésének (szántók felhagyásának) köszönhető.

A kaszálók és nedves gyepek csökkenése szintén számottevő volt. Méretük és arányuk egyaránt hetedére csökkent (16,9%-ról 2,4%-ra) az I. Katonai Felmérés óta.

A lecsapolások, beszántások (patak menti zöldség- és epertermesztés elterjedése stb.) és az állatállomány csökkenése miatt a gyepgazdálkodás háttérbe szorult.

A gyümölcsösök és szőlők összterülete a 20. század közepéig másfélszeresére (7%-ról 11,5%-ra) nőtt. A tendenciát még a 19. század végi, szőlőket pusztító filoxeravész sem állította meg: a faiskolák, gyümölcsültetvények létesítése (főként szilva, cseresznye és eper) kompenzálta a kiesést. A közelmúltban azonban a felhagyások miatt itt is csökkenés figyelhető meg.

Az erdők kiterjedése és aránya (17,3%) ma több mint háromszorosa annak, mint amekkora az I. Katonai Felmérés térképén megfigyelhető. Ez viszont jelentős részben a tájidegen fák telepítésének, és nem a természetes beerdősülésnek köszönhető (1. ábra).



1. ábra A tájhasználat változása a Szödrákosi-patak vízgyűjtőjén

Figure 1. Landscape changes in the catchment area of Szödrákosi stream

Top-down: built-up areas, farms, arable fields, orchards and tree plantations, forests and stream plantations, pastures and dry grasslands, hayfields and wet meadows, marshes and fens, still waters. (I.: in the second half of the 18th century, II.: in the first half of the 19th century, III.: in the second half of the 19th century)

A lecsapolások és beszántások miatt a lápok és mocsarak kiterjedése már az I. Katonai Felmérés idején sem volt számottevő, viszont a 19. század második felére ez még tovább (mindössze 0,4%-ra) csökkent. A 20. század vége felé a patakok és tavak menti földművelés háttérbe szorulása, a lecsapoló árkok feltöltődése természetes regenerációhoz vezetett, így ezek a vizes élőhelyek napjainkban érték el legnagyobb kiterjedésüket (2,6%).

Az állóvizek, illetve a tavak kiterjedése ma jóval nagyobb, mint bármikor a vizsgált időszakokban (arányuk 0,3%-ot tesz ki). Számuk a 20. század közepére átmenetileg lecsökkent, mely részben a vízimalmok használatának megszűnésével magyarázható. Az 1960-as évektől elsősorban horgászati célból több állóvizet is kialakítottak a vízgyűjtőn (pl. Örbottyáni-tó, Pamut- és Ivacsi-tó (Verese gyház)).

Itt kell megjegyeznünk, hogy a regenerálódó élőhelyek (pl. száraz gyepek, lápok, mocsarak) – többek között a megfelelő propagulumforrás hiánya, illetve az elszigeteltség miatt – eredeti állapotukhoz képest fajszegények, szerkezetileg egyszerűbbek, és gyakran jelennek meg bennük inváziós növények, például a selyemkóró és az aranyvessző fajok.

Kiemelendő, hogy a földhasználattal kapcsolatos térképi információk és a statisztikai adatok összevetése egyes esetektől eltekintve viszonylag pontos egyezést mutatnak. (1. táblázat). Az eltérések oka sokrétű, melyek közül a legfontosabbak az alábbiak:

- a térképen lehatárolt (vizsgálat alá vont) vízgyűjtőn nem minden település szerepel teljes közigazgatási területtel, ugyanakkor a művelési ágak nyilvántartása az egyes települések teljes határára kiterjednek,
- a művelési ág besorolásnak és a térképi ábrázolásnak más a metodikája,
- a statisztikai adatok felvétele és a térképezés ideje többé-kevésbé eltér,
- a statisztikai adatok és a korabeli térképezések pontatlanok,
- nem minden esetben egyértelműek a térképi jelkulcsok.

A fentiek ellenére azonban megállapítható, hogy a tájhasználat alapvető változásait, trendjeit mind a statisztikai, mind a térképi információk megbízhatóan és hasonlóan mutatják.

I. táblázat A statisztikai (SZASZKÓNÉ S. A. 1988, OMKSH 1897, KSH 1988) és a térképi tájhasználati adatok összevetése. (A térképi százalékos adatok a táblázatban eltérnek a szöveges értékelés számértékeitől, mivel itt a statisztikai adatokkal történő összehasonlítás érdekében kilenc helyett csak öt tájhasználati kategória megoszlását vizsgáltuk.) * 1773–1808, 1897: csak szőlő és kert, 1962, 1984: szőlő, kert és gyümölcsös
Table 1. Proportion of land-use categories by map analyses and statistical datas

Forrás	Időszak, év	Részesezés (%)				
		Szántó	Gyümölcsös*	Legelő, száraz gyepek	Kaszáló, nedves gyepek	Erdő
Statisztikai adatok	1773–1808	40,3	6,2	33,0	10,8	9,8
	1897	48,3	4,5	21,9	10,2	15,1
	1962	54,8	12,8	5,5	5,4	21,5
	1984	50,8	16,2	---	6,5	26,5
Térképi adatok	II. Katonai Felmérés (1810–1866)	39,1	8,9	36,1	10,3	5,5
	III. Katonai Felmérés (1872–1884)	52,4	10,0	21,1	11,7	4,8
	1959	63,6	12,3	3,1	5,6	15,3
	1989	56,0	11,6	9,4	2,3	20,7

Tájhasználat az egyes településeken

A modern időköt megelőzően a városok, de még inkább a falvak népe sokkal közvetlenebb viszonyban élt a természettel. Egyfelől a lakosság túlnyomó része a mezőgazdaságból élt, másfelől a természeti területek nyújtotta ökoszisztéma szolgáltatásokat is bölcsebben használták, hiszen megélhetésük közvetlen függött tőlük (MÁRKUS 2002).

Mindenek előtt le kell szögezni, hogy a törökkel folytatott háborúk – különös tekintettel a kiűzését kísérő harcokra – komoly károkat okoztak ezen a vidéken is. Az

1690-es, török iga alóli felszabadulás után született összeírás szerint portával bíró község maradt Veresegyház, Szada, Szöd, míg Tót-Almás (puszta Szöd mellett), Rátót, Hartyán, Bottyán és Mogyoród elhagyott lett (GALGÓCZY 1876). A bő egy évtized múlva kirobbanó Rákóczi-féle szabadságharc hasonlóképpen megnehezítette a környék lakóinak életét.

Mogyoród

Mogyoródot a török kiűzésekor elhagyták lakói, azonban csak nagyon rövid időre. Egy 1691-es összeírás már említi itt lakott portát (GALGÓCZY 1877). A 18. század második felében 538 fő a népességszám (SZASZKÓNÉ 1988). Fekvése, talajának minősége nagyon hasonló a környező többi településhez, ahogy Galgóczy fogalmaz: „Fekvés: homok-hegyes és halmos. Talaj: kisebb részben fekete homokos, nagyobbban ritka homok.” (GALGÓCZY 1877).

A településről részletesebben ír Vályi András megjegyzi, hogy talaja nagyon homokos, illetve, hogy a táj „hegyes”. A település határában ekkor, a 18. század végén háromnyomásos gazdálkodás folyt, rozst, bő esztendőkben zabot is termesztene. A lakosság meglehetősen nagy szőlőterületet művelt, viszont ehhez képest kevesebb erdővel rendelkeztek. A statisztikák szerint mindazonáltal még mindig többel, mint a többi tárgyalt település (VÁLYI 1796–1799).

Fényes megjegyzi, hogy „...a helységen igen nagy vizmosta árok megy keresztül...” Feltehetően a Mogyoród keleti részén található Szódrákosi-patakra (akkori nevén Papgátya Vizre), esetleg az északi határban lévő, lápos Szik Árokra utalt (FÉNYES 1851).

Galgóczy 1870-es évekből származó adatai szerint a lakosság létszáma 1127 fő, a településhez tartozott még a 77 fő által lakott Szent Jakab-puszta is. Utóbbin a váci püspöki uradalom juhtenyésztő majorja működött (FÉNYES 1851). Mogyoród határterülete „6498 kat.h., abból 2990 szántó, 380 kaszáló rét, 1125 legelő, 1468 erdő, 158 szőlő, 11 nádas, a többi beltelek és terméketlen.” Ezek közül kiemelendő a nádas megjelölése, hiszen ez a patak melletti területek hasznosítására utal. A „hegyekben” található jó épületkövet Vályi és Galgóczy is említi, de utóbbi ír már a homokos területeken megkezdődött fásításról is, ami tipikus jelenség a környékbeli településeken a 19. századtól kezdve. Mogyoródon a tagosítást követően 50 hold, azaz hozzávetőlegesen 28 hektár futóhomokra telepítettek fákat. Galgóczy szintén részletesen foglalkozik a környékre jellemzően virágzó gyümölcsstermesztés helyzetével Mogyoródon. Kiemeli, hogy 1874 óta 1200 négyszögöles (kb. 4300 m²-es) faiskola működik itt, a gyümölcsstermelés egyre növekszik, valamint a helyi szőlőkről megjegyzi, hogy azok a főtíhoz hasonlóan jó bort szolgáltatnak (GALGÓCZY 1877).

Az I. Katonai Felmérés idején és a 20. század végén is a vízgyűjtőn az erdők és faültetvények aránya Mogyoródon volt a legnagyobb. Kisebbségben foltokban tájhozony pusztai tölgyesek is fennmaradtak, de a mocsári, lápi élőhelyek mérete, aránya is jelentős.

Órbottyán

Az 1970-ben Őrszentmiklós és Vácbotyán egyesítésével létrejött Órbottyán szintén a Gödöllői dombvidék északi részén fekszik, 170–210 méter tszf. magasságban. Nyugaton homokdombok, keletről 210–240 méter magas, lösz borította dombok határolják. Utóbbinál ered a Szódrákosi-patak egyik fontos mellékveze, a Bara-patak.

A török kiűzése után Bottyán is elhagyott és elpusztult település (GALGÓCZY 1877),

még Vályi András is csak rövid leírásban emlékezik meg róla. A magyarok lakta falu – itt mint Váchartyán filiája, azaz alárendelt leánygyháza szerepel – földjei Vályi szerint középszerűek, a legelők és a rendelkezésre álló tűzifa a lakosság igényeit kielégítik (VÁLYI 1796–1799). Mindenesetre az 1773 és 1808 közötti időszakról közzétett statisztikák szerint nem volt szegény település: 54 házában 66 háztartást találunk, van malma és egy téglágetője is (téglagyár napjainkban is működik Őrbottyánban). Erdeinek mérete jelentős, Mogyoród és Veresegyház után a harmadik legnagyobb fás területet, 323 holdat birtokolnak (SZASZKÓNÉ 1988).

Az 1870-es években Bottyán lakossága 448 lelket számlál, Galgóczy közöttük már szlovák nemzetiségűeket is említ. Határának kiterjedése 1848 kat. hold, ebből 876 hold szántó, 111 hold rét (kaszáló, nedves gyepek), 304 hold legelő (száraz gyepek), 369 hold erdő, 71 hold szőlő, a többi beltelek vagy terméketlen. A közös legelők közül itt is a tagosításkor hasítottak ki területeket: egyfelől községi 280 négyszögöles (kb. 1000 m² területű) faiskolát, mely a tanító kezelésébe került, illetve 15 hold futóhomokot. Ez utóbbi megkötésére nem a fásítást, hanem a másik bevett módszert, a szőlővel való betelepítést választották ezúttal (GALGÓCZY 1877).

A II. Katonai Felmérés térképszelvényén a település határában található vizeket (Horny-tó, Dolny-tó, Szállási-kút és a Gulya-tó) pontosan jelölték. A település lakott területétől északnyugatra, a Bara-patak partján egykor malom működött. Ezen a térképen Kis-Szt. Miklósként szereplő településrészen a Szódrákosi-patak hajtotta vízimalmot is feltüntették. Ha a korábban említett, minden bizonnyal időszakos tavacskákat nem is, de a malmokat ugyanúgy jelölték már az I. Katonai Felmérés ábrázolásán is, azzal a különbséggel, hogy itt mindkét esetben kis, felduzzasztott vízfelület is van a vízimalmok előtt. Viszont figyelemre méltó, hogy a Szódrákosi-patak mentén a Vácrátótig (Ráthod) tartó vízfolyás szakaszon még további két duzzasztógátas malmot jelöl a korábbi térkép. Tehát a II. felmérésen Határ malomként jelölt hely és Kis-Szt. Miklós között még két másik malom is működött az I. Katonai Felmérés idején. Bottyán és Kis-Szt. Miklós szántóföldjeit egyaránt termékenynek írja le Fényes (FÉNYES 1851).

A 18. század végén a száraz gyepek kiterjedése még jelentős volt, azonban a 20. század utolsó évtizedeire ez a legkisebbre zsugorodott a vízgyűjtő települései közül, mely elsősorban a gyümölcsösök és a lakott területek terjeszkedésével magyarázható. A lápok, mocsarak mérete a Szódrákosi-patak őrbottyáni szakasza mentén ma viszont jóval nagyobb, mint az I. katonai felmérés idején. 1968-ban alakították ki a térség legnagyobb állóvizét, az Őrbottyáni-tavat. A horgászati hasznosítású vizet a Szódrákosi-patak táplálja.

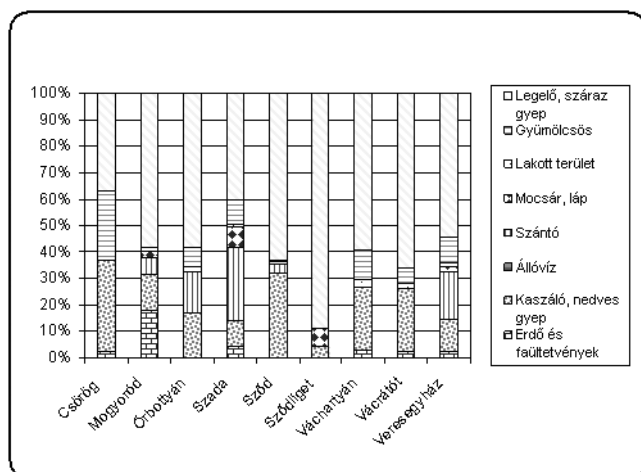
Szada

Szada azon kevés település közé tartozott a környéken, mely a török járom alól lakottan került ki. Galgóczy írja: „Már 1456-ban említik, csakúgy, mint a mellette lévő Paszagfő nevű patakocskát és vízomlást, a Báránykút nevű forrást és patakot, és Gárdony pusztát.” Fontos megjegyezni, hogy a Szódrákosi-patak egyik fontos, keleti mellékága szintén itt ered, melyet a II. Katonai Felmérés térképén „Illés allya Árok”-nak neveztek. Érdekes feltételezés, miszerint neve az ide települő husziták nyelvén – azaz csehül – „kert”-et jelentene. Ezt arra vezetik vissza, hogy földje igen alkalmas gyümölcsfák telepítésére, és az üldözött husziták is sok fát ültettek.

A szőlőtermesztés igen fontos szerepet töltött be a település életében. A község híres bortermelő szőlőhegyének véghajlatán s annak völgyében fekszik, és Galgóczy alapján állíthatjuk, hogy a 19. század második felében a lakosság fő jövedelemforrása a szőlőművelés volt. A művelés alatt álló hegyeket Margita, Csatár és Öreghegy néven emlegetik (GALGÓCZY 1877). Az I. és II. Katonai Felmérés eredeti térképein jól láthatóak a délnyugatra néző hegyhátakon a kiterjedt szőlőskertek. A III. Katonai Felmérés térképén a Margita, a Hársas- és Csatár-hegyek oldalában, illetve a településtől délnyugatra is találunk szőlőket.

Galgóczy adatai szerint az 1870-es években a település határa összesen 2292 kat. holdat tesz ki, melyben a Szt.-Jakab puszta egy része is benne van. A fent említett 2292 holdból (körülbelül 1317 hektár) 968 hold szántó, 192 hold rét (kaszáló, nedves gyepek) és kert, 205 hold szőlő, 384 hold legelő, 245 hold erdő, 2 hold nádas, 296 hold terméketlen és belső telek. A szőlő és erdő egészen, a legelő egy része dombon fekszik, a többi határrész lapályos. A talaj általában homokos, és bár jól művelik és trágyázzák a földet, a „...mezőgazdasági termék a helybéli szükségletet is alig fedezi s eladásra nem igen kerül.” – jelzi Galgóczy. Az állattenyésztés sem túl eredményes: a tagosítás után közös tulajdonba került rétek és legelők minősége igen silány (GALGÓCZY 1877).

Fő jövedelemforrás tehát a szőlőművelés és a bortermelés volt. Ezen felül kiemelkedő volt más gyümölcsök termesztése is. A szőlőkben a korai cseresznye mellett sok más nyári és őszi gyümölcs is termett. A községi faiskola (1 hold) itt is megtalálható, mely a tanító kezelésében volt, és nyilván hozzájárult ahhoz, hogy a lakosság „a fanemesítést is jól érti és gyakorolja.” Szintén a többi környékbeli településhez hasonló jelenség a már említett fásítási törekvés: a tagosítás után itt négy hold futóhomokot fogtak meg akácok ültetésével (FÉNYES 1851, GALGÓCZY 1877).



2. ábra Tájhasználat az egyes településeken az I. katonai felmérés idején
 Figure 2. Land-use of the settlements in the second half of the 18th century
 (for further explanations see Figure 1.)

Szadán a gyümölcsösök, szántók, mocsarak és lápok aránya a többi településhez képest – hasonlóan a 18. század végi állapotokhoz – még a 20. század végén is jelentős volt.

Szöd, Szödliget és Csörög

Mivel Szödliget egészen 1950-ig Szödhöz tartozott, e helyütt külön nem foglalkozunk vele részletesen. Területén Szödhöz hasonlóan homokdombokat találunk, 104–114 m tengerszint feletti magasságon. Csörög község csak egy évtizede vált ki Szödből, ezért tájörténetét szintén itt tárgyaljuk. Szöd és Csörög földrajzi viszonyai nem térnek el különösebben a környező többi községétől: a Pesti-síkság és a Nyugati-Cserhát találkozásánál, 110–115 méter magasan fekvő területüket alacsony, 120–130 méter magas homokdombok, míg Vácduka felől a vulkanikus eredetű Csörögi-hegy (220 m) határolja. A Szódrákosi-patak Szöd alatt veszi fel a Hartyán- és a Tece-patak vizét, délkeleti határán pedig az Ilka-patak folyik (TORMA 1986).

Szöd ugyan lakott hely maradt még a török kiűzéséért folytatott harcok közepette is, de az 1690-es összeírás csupán négy lakost említ, akik ráadásul mindenüket elvesztették (GALGÓCZY 1877). Vályi András a 18. század végén a Grassalkovich-uradalom részeként említi a tótok lakta Szödöt. A talajt nagyon homokosnak ítéli, de egyéb tekintetben terményekkel jól ellátott falunak írja le. A helyiek rozst, zabot, kukoricát termesztnek, sok a jó legelő és kaszáló. Szőlő meglehetősen sok volt itt ekkoriban, és a település „... malma helyben volt.” Erdők – és ez által tűzifa ellátás tekintetében – viszont szűken álltak (VÁLYI 1796-1799).

A 18. század második felére vonatkozó adatok szerint akkoriban hozzávetőlegesen 700 ember élt a falu 114 házában, melyek 145 háztartásnak adtak otthont. A legelők, és különösen a nedves rétek 18–19. századi nagy arányát, illetve a jelentős marhatenyésztést a leírások, statisztikák is alátámasztják (FÉNYES 1851, SZASZKÓNÉ S. A., 1988). Érdemes megemlíteni, hogy Vályi András a falu határában említi egy Szöd Rákos nevű pusztát is, mely a korszakban nemcsak malmáról, de vendégfogadójáról is híres volt (VÁLYI 1796-1799).

Az 1870-es években a lakosok száma 1283 fő, határkiterjedése 8685 kataszteri hold, de ebbe „Csörög pusztának az a része is beletartozik, melyet nem a váciak bírnak.” A határban 3268 kat. hold szántót, 1262 hold kaszálót (nedves rétet), 2594 hold legelőt, 416 hold erdőt, 373 hold szőlőt és 52 hold nádast találunk, a 720 holdnyi „belsőség” és terméketlen terület mellett. A nagy kiterjedésű legelők és rétek már korábban is jellemzőek voltak, viszont újdonság a nagy nádás és az erdő említése. A leírás szerint az egész határterületre a gyenge minőségű, homokos talaj a jellemző, mely néhol buckás is, és csak a lapályokon található fekete (réti) talaj. A szőlőhegyen kavicsos homokot, míg a Duna partja felé löszös agyagot találunk. A települést Galgóczy így látta: „A község maga lapos homok partok közt, a csörögi szőlőhegytől lassú lejtéssel kiinduló tágas lapon fekszik. Utcái szabálytalanok, építkezése sűrű, házai általában vertfalra, s szalmatetőre épülvén: de valahol csak lehet, ákácz ültetvényekkel környezetek.” Az egykorú katonai térképen (II. Katonai Felmérés) jól látható mind a széles, homokos sík, melyen a település fekszik, és a Csöröghegy aljában húzódó szőlők is. Míg a hegy alatt viszont a II. felmérésen még láthatjuk a Pendelhajtó Majort, a III. felmérésen itt már vasútvonal húzódik, illetve Csörögtelep házai bújnak meg (GALGÓCZY 1877).

Az erdőkről szólva Galgóczy megjegyzi, hogy a régi erdőket kiirtották, de 1865-ben 90 hold futóhomokot fásítottak, úgy, hogy az 1870-es években ő már szép akácerdőt talált itt. A gyümölcsnemesítés céljára itt is sor került faiskolai terület kijelölésére, de „ez azóta e célra használatlanul hever.”

A Sződrákosi-patakról olvashatjuk, hogy a torkolathoz közel, a Dunától nem messze vízimalmot hajt, valamint azt, hogy „...itt a partját kísérő lombos faszegélyzetről Zöld-Rákos nevet viseli.” Szintén a torkolattól nem messze, a patak mellett „nagyszerű téglagyári épületek állnak, melyeket a Sződ-rákosi részvényes téglagyári társaság építtetett.” Az itt gyártott téglák többségét a gyorsan fejlődő Budapest építkezéseinek használták fel. Galgóczy úgy tudja, hogy a részvénytársaság akkoriban – 1870-es évek második felében – már felbomlóban volt (GALGÓCZY 1877).

A fentebb említett malom már az I. Katonai Felmérés térképszelvényén is szerepel, Alte Mühl néven, nem messze a Vácra vezető úttól. Ugyanezen a térképen két további malmot jelöltek még, mindkettő Sződ belterületének északkeleti határán állt. Ez a két malom azonosítható a II. felmérés esetében is, míg a III. felmérés szelvényén már csak az egyik látható. A patakok mellett más vizeket is láthatunk: a II. felmérésen két tavat, a délen található Kis Tavat, és a Pendelhajtó Majortól délre található Nagy Tavat is fellelhetjük. Ezeknek a másik két felmérésen nincs nyoma.

Az elmúlt több mint 200 évben Sződön szembeötlő a szántók jelentős terjeszkedése a kaszálók, nedves gyepek rovására, melyet lecsapolásokkal segítettek elő. Jelenleg ezen a településen található legnagyobb arányban szántók a vízgyűjtőn. Csörögön – a 18. század végi állapotokkal megegyezően – még ma is meghatározók a védett növényfajokban gazdag kékperjés láprétek, melyek kialakulásukat és fennmaradásukat az évszázadok óta folyó, rendszeres kaszálásnak köszönhetik.

Váchartyán

Váchartyán a Nyugati-Cserhát déli szélének és a Gödöllői-dombvidék északi peremének találkozásánál fekszik, 140 méter tengerszint feletti magasságban. Határának északi és keleti részén meredek dombokat (Várhegy, 249 m, Mogyorós-hegy, 230 m) míg a fennmaradó területeken lankásabb, 130–170 méteres homokdombokat találunk. A Bara-patakkal itt egyesülő Hartyán-patak innen folyik tovább a Sződrákosi-patak felé (TORMA 1986).

A török világ végén, 1690-ben lakatlan és elpusztult településként írták össze, de megmaradt lakosai hamar visszaköltöztek, 1695-ben már portával jegyzik (GALGÓCZY 1877). Vályi András mint hegyes, agyagos talajú helyet említi Hartyánt. Leírása alapján a 18. század végi falu gazdaságáról megtudhatjuk, hogy háromnyomásos gazdálkodás keretében művelték a földet, kevés, de jó bort adó szőlője, jó szénát termő kaszálója és vízimalma is volt (VÁLYI 1796–1799). A falu ekkor 395 lakosnak adott otthont (SZASZKÓNÉ 1988). Az I. Katonai Felmérés térképén Hartyán belterületétől délre jól látható két malom is, mindkettőt a patak vizéből felduzzasztott tavacsák működtetik. A leírástól eltérően viszont a településtől északra viszonylag nagy szőlőket láthatunk a kisebb erdőfoltok mellett.

Galgóczy így látta Váchartyánt az 1870-es években: „A község északra s keletre távolabbról emelkedő hegyek alatt, halmos s délre nyitott kellemes térségen fekszik.” Ekkoriban a lakosság létszáma 692 fő, a település határkiterjedése 2136 kataszteri hold volt, ebből 1053 szántó, 256 kaszáló, 473 legelő, 54 erdő, 207 szőlő a többi belső telek és terméketlen. Gosztonyi János „a határban mindenképpen felszerelt jeles váltó gazdaságot

[mintagazdaság] folytat.” (GALGÓCZY 1877). Fényes fontosnak tartotta megjegyezni, hogy termékeny rétjei kétszer kaszálhatók (FÉNYES 1851).

A talajminőségről Galgóczy elmondja, hogy az „fele részben sárga agyagos búza termő, majd fekete homokos, másik felében ritkább homok.” A lakosság fő jövedelemforrása itt is a szőlőművelés, az eredetileg is szép kiterjedésű szőlők az 1850-es években új ültetésekkel nőttek. Erre a célra akkoriban mintegy 30 hold futóhomokos területet osztottak ki a gazdáknak, és az 1870-es évekre, amikor Galgóczy munkáját írta, itt már szép szőlőskertek voltak. A szerző véleménye szerint az itt termő bor „...a jobbféle könnyű ízletes asztali fehér borokhoz tartozik.” Érdemes megjegyezni, hogy a többi település esetében mindig megtörtént faiskola kijelölésre itt nem került sor a tagosítás után, és ezt még Galgóczy idejére sem pótolták (GALGÓCZY 1877).

A már említett malmokat a későbbi katonai felmérések közül a II. esetében tudjuk azonosítani. Látható mindkét malom, melyeket feltűnő „M.” betű jelez. A fent említett homoki szőlőtelepítésekre jó példa a településtől délre látható „Homok Szőlő” elnevezésű terület.

Napjainkra a gyümölcsösök aránya visszaszorult a településen. Váchartyánban a térség többi településéhez képest korábban és napjainkban is magas volt az erdős területek részesedése (a mai erdők azonban jelentős részben faültetvények).

Vácrátót

Vácrátót hozzávetőlegesen tengerszint felett 130 méteren fekvő település, határát 120–180 méter magas, enyhén emelkedő dombhátak alkotják. A falut átszelő Szódrákosi-patakon kívül itt folyik két mellékvize, a Tece- és a Hartyán-patak is (TORMA 1986).

Fontosnak tartjuk megemlíteni, hogy a középkorból itt a malmok mellett halastóról is tudunk. Később, egy 1546-os összeírás még említ egy 200 akce jövedelmű kisebb halastavat is, illetve két malomkereket, és gyaníthatóan a török korban még két, egyenként két malomkerékkel rendelkező malmot is hajtott itt a Szódrákosi-patak. Ezen malmok és a halastó egykori helyét azonban már nem ismerjük (TORMA 1986). Annak ellenére, hogy lakosai elszéledtek a török világ alatt, a falu nem pusztult el. Bár 1690-ben lakatlanként említi az összeírás, de megjegyzi, hogy egy köre jó malma van.

Vályi feljegyzései szerint a háromnyomásos gazdálkodást folytató nép rozst, szőlőt és bort termel, piacra Pestre és Vácra egyaránt járnak. A település kevés erdővel rendelkezett, viszont a rétek, kaszálók kiterjedése jelentős volt (VÁLYI 1796–1799). A 429 helyi lakos 64 házban, és ezeken belül 87 háztartásban él ekkoriban, és négy malom működött a határban (SZASZKÓNÉ 1988). A korabeli (I. Katonai Felmérés) térképén a belterületől közvetlenül délkeletre két malmot jelöltek. Mindegyik vízimalom felett jól láthatóak a kis felduzzasztott tavak is.

Galgóczy idején Vácrátót lakosainak száma 944, ezen felül a két urasági major népessége: Haraszton 85, Hosszúvölgy-majorban pedig 46 fő. A szerző így látta a környéket az 1870-es években: „A község lapályon fekszik, utcái szabálytalanok, de elég szélesek, és ákácza sorokkal kiültetvén. Ékességére szolgál Vigyázó Sándor úr új kastélya, 52 hold újonnan rendezett angolkerttel.” (GALGÓCZY 1877). Az angolkertet a gróf az MTA-ra hagyományozta, ez adta a mai Vácrátóti Botanikus kert alapját. A jelenlegi kastélyépület a régi helyén áll, amely korábban leégett.

A határ összesen 3245 kataszteri holdat tett ki, aminek egy része dombos: ennek talaja néhol agyagos, máshol fekete homokos. A másik nagyobbik rész sík, és talaja homokos,

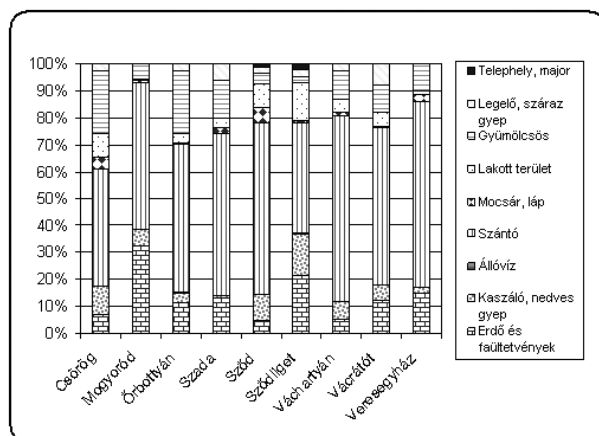
míg mintegy 120 holdnyi terület még ekkor is futóhomokos (GALGÓCZY 1877). Azt, hogy a szőlőtermelés itt is kiemelt fontosságú volt, jól mutatja Galgóczy aránylag hosszú leírása: „A hegyet, melyen a bort természetik, Nagy és Kis Kiósnak [Kígyósnak] hívják. Legnagyobb figyelmet érdemel a szőlőművelés. E célra a talaj igen alkalmas, s bortermeése kitűnő fehér asztali faj.”

Csakúgy, mint Váchartyán esetében, a faiskola kérdése itt sem rendezett: ugyan ki van jelölve egy 1 holdas terület, de „rendeltetésének nem felel meg.” Mindazonáltal Galgóczy szerint a gyümölcsstermesztéssel így is általában kevés a gond. Vácrátót esetében érdemesnek látja az állattenyésztésről is részletesebben írni. Ezek szerint a község, mint az általános volt, tartott két saját tenyészbikát, illetve két tenyészkanat (sertést). A legelők kiemelkedő minősége miatt a szarvasmarha tenyésztés elég jól jövedelmezett (GALGÓCZY 1877).

A gyümölcs és a szőlő-termesztésen kívül fontosabb termények voltak még a rozs, a kukorica és az igen jó minőségű burgonya. A fentebb már említett két majossal külön is érdemes foglalkoznunk. Elsősorban búzát, árpát és zabot természetnek itt, és Galgóczy szerint egyedi módon „egyéb célszerű gazdasági gépek mellett gőzcséplő áll itt használatban.” Az állattenyésztés tekintetében is élen járt a két major: „friss tejadásra berendezett jeles tehenészet és kitűnő nemes juhászat” is voltak itt. Ezen felül a fásítás is nagyon előrehaladt az urasági tagon, ugyanis az erre eső összes futóhomokos területet beültették fákkal már az 1870-es évekre. Érdekes viszont, hogy a lakosság a többi futóhomokos földet az előremutató példa ellenére sem kezdte el befásítani (GALGÓCZY 1877).

Galgóczy kiemeli, miszerint a „...Szadai-érrel egyesült Rákospatak folyik a falu közelében, mely rendesen bő vízzel bírván, malmokra igen jó hajtó erőt ad, egészen még a legnagyobb aszály idején sem szárad ki.” Tehát az itt álló malmok működése állandó és megbízható volt, melyet egyébként Fényes is kiemel (FÉNYES 1851). Galgóczy megemlíti továbbá, hogy a Kígyós-hegyen található egy kőbánya, melyben „országutakra igen alkalmas fekete kő van...” (GALGÓCZY 1877).

Az I. Katonai felmérés idején a kaszálók és nedves gyepek kiterjedése a térségben Vácrátóton volt a legnagyobb, azonban – hasonlóan a legelőkhöz és száraz gyepekhez – ezek a területek napjainkra drasztikusan visszaszorultak a faültetvények kialakítása és a beszántások miatt.



3. ábra Tájhasználat az egyes településeken 1959-ben

Figure 3. Land-use in the settlements in the mid-20th century (For further explanations see Figure 1.)

Veresegyház

Veresegyház – különösen a 20. század elejétől kezdve – központi szerepet játszik a térségben, és a gazdálkodásában fontos szerepet betöltő, nevezetes tavának története egészen a középkorig nyúlik vissza. A Szódrákosi-patak vízgyűjtőjén ez a település rendelkezik a legnagyobb területtel.

A település első okleveles említése 1375-ből való (KISS 1988), ami természetesen nem jelenti azt, hogy ne lett volna már korábban lakott hely. Tavát (Öreg- vagy Malom-tó) a patak elgátolásával, mesterségesen hozták létre, és a későbbiekben ez táplálta a püspöki malmot (HORVÁTH 1999). Az első tóról szóló írásos emlék egy 1430-as határjárásról szóló oklevél, melyben nádas halastóként említik, vele szemben pedig fűzfák álltak (KRENEDITS és TATÁR 2001).

A török uralom alól viszonylag épen, portával bíró faluként került ki Veresegyház (GALGÓCZY 1877). Népessége az 1699-es összeírás alapján már komoly létszámú volt, 143 jobbágycsalád élt itt, és az iparúzők száma sem elhanyagolható, hiszen a három molnáron kívül csizmadia és mészáros is dolgozott a faluban. A Rákóczi-szabadságharc jelentette megpróbáltatások után, 1715-ben azonban megint csak 47 családot találunk Veresegyházon, és csak két malom működött. Ezt követően viszonylag hosszú békés időszak következett, így a település is újbóli gyarapodás elé nézett. Az 1718-as összeírásban már újra három malom működéséről értesülhetünk, valamint egy kovács is dolgozik. A malmok száma az elkövetkezőkben változatlan marad, viszont 1768-ban már két kádárt is említenek, akik nyilvánvalóan a környéken termett bor számára készítettek hordókat (HORVÁTH 1999).

Vályi András már sokszor idézett, a 18. század végén készült művében ezt írja: „Egyháza [Veresegyháza]... magyar falu, földesura a váci püspökség... lakosai katolikusok, reformátusok... határja középszerű, bora jó.” Meglepő viszont, hogy sem a tóról, sem a mezőgazdaságról nem ír bővebben (VÁLYI 1796–1799).

A falunak ekkor körülbelül 860 lakosa volt, akik 152 házban 180 háztartásban éltek. A lakosság 5398 holdnyi területet használt mezőgazdasági célokra, ebből a 401 holdnyi szőlő a legnagyobb volt a környékbeli települések között. Ugyancsak az első helyen állt Veresegyház szántói (2194 hold) és legelői (1549 hold) méretének tekintetében. Ezen felül erdei is voltak, 762 holddal a második helyen állt a vizsgált települések között (SZASZKÓNÉ 1988). Azt is tudjuk, hogy a 18. század közepétől újraelosztásos földközösségeként működött a falu, háromnyomásos földművelést folytattak, azaz őszi és tavaszi gabonát is vetettek, és csak a harmadik részt hagyták szántatlanul (HORVÁTH 1995).

A falu halastava a lakott területtől („Vörösegyház”, ill. „Verset-haz”) délnyugatra helyezkedett el. Miközben az I. Katonai Felmérés térképének másolati példányán félrevezető módon nem látszik egyértelműen a tómeder és annak vízborítottsága sem, az eredeti térképlapon jól kivehető mind a tó, mind a zsilip helye, és sötétebb árnyalással érzékeltették a nyílt víztükrő létezését is. A mainál kisebb, nyílt víztükröt minden irányból nehezen megközelíthető lápi vegetáció (nádas, magassásos), északról pedig fűzláp szegélyezte. A lápi vegetáció úszólápként a vízfelszín jelentős részére is kiterjedhetett. Megjegyzendő, hogy a 20. század folyamán kétszer is átszakadt a tó gátja (1928 telén és 1938 júniusában), mely előfordulhatott a korábbi századokban is. Érdekes, hogy az egyik ilyen gátszakadásról éppen az I. Katonai Felmérés térképezése utáni évben érkezett jelentés: a

Malom-tó zsilipjének megrongálódásáról Bódi István püspöki ispán (1784. március 17.) így számol be: „Vegyházi Tónál való Zúgónak az Nagy sebes víz két ölnyre végin lévő deszkákat le törte, mellyek helet hét ölnyi hosszáságu [13,3 m-es] 12 darab vastag deszkák szükségesek, gerendáját s karoit VEgyházi Erdőben meg lehet vágatni” (KRENEDITS és TATÁR 2001). Ez a jelentés a zsilip jelentős megrongálódására utal, ami szintén a víz felduzzasztását, s így a nyílt vízfelület létezését feltételezi.

Galgóczy a fentírt részletesebb leírást hagyott ránk az 1870-es évekből. Akkoriban ő így látta Veresegyházát: „Nyugotra szélesen nyíló völgy lapályon, északra s keletre szelíd hajlattal vonuló szőlőhegye alatt szépfekvése van. A nagyobb rész északon és délen hegyes, hol leginkább az erdőség és legelő terület, több helyen szélhordta homoktetőkkel és csúcsokkal. A közép sík és lapály részen, a hol a szántóföldek és rétek területnek...” (GALGÓCZY 1877).

A tóról részletesebben ő sem ír, de a II. Katonai Felmérés térképén jól megfigyelhető a településtől délnyugatra elterülő vízfelület, szélét nádasok és a víz felszínére is ráterjedő nedves rétek (úszólápok) szegélyezik. A tavat tápláló Sződrákosi-patak mocsaras-lápos, mély fekvésű területen át érkezik ide. A három malom is jól megfigyelhető: egy a tónak az északi gátján, a patak kifolyásánál, egy a település közepe felé, a patak két ágán átívelő hidak mellett, míg a harmadik név szerint is szerepel, a falutól északra, a Malom Árok dűlő lábánál (Felső Malom). Ezen a térképen jól nyomon követhető a többi itt átfolyó víz vonala, és két, agyagbányászatra használt gödör is. Ezzel szemben a területhasználat jellegéről kevés információt kapunk (ilyen például a Veresegyházról északra található Disznó Delellő elnevezés).

A tagosítás előtti (1857) és utáni (1864) – egyébként ugyanazon kéztől származó – részletes térképek összehasonlítása már sok hasznos és érdekes adattal szolgál, a változások jól nyomon követhetők. Ennek legjobb példája a Malomköz felosztása, melyet a kéziratos térképen külön kiemelve is megrajzolt a készítő. Szintén újonnan került felosztásra az Álomhegy is. A különböző dűlők elnevezései közül némelyek változatlanul maradtak, míg mások új nevet kaptak. Teljesen átalakult a falutól keletre eső terület. A település mellett fekvő földeket aprólékosan felosztották, és a távolabbi földek (legelők, erdők, homokos területek) birtokviszonyai is átalakultak, részben községi kézbe kerültek, részben egyházi tulajdonban maradtak. Az 1857-es térképen még igen sok „haszontalan” területet is találhatunk, míg (pl. a Kígyós-tótól északra) az 1864-es ábrázoláson ezt már nem találjuk.

A falu földjeit az 1870-es években sokféle művelési ág céljaira hasznosították. Határkiterjedése 5682 kataszteri hold volt, ebből 2066 hold szántó, 627 hold kaszáló rét, 1006 hold legelő, 791 hold erdő, 321 hold szőlő, 5 hold nádas, 866 hold belső telek és terméketlen. Talajának minősége változó, a szántóföldeken, réteken, sűrűbb, fekete homokos talajt is találunk, de gyakori a ritkásabb, rosszabb homok is, illetve a szőlőket a szőlőhegy jól művelhető, löszös homokjára telepítették. Veresegyház népessége az 1870-es években 1290 fő. A mezőgazdaság legfőbb termékei ekkor még a gyümölcsök és a szőlő – az itt termelt borok a közeli Szada boraihoz hasonlóak, és sokszor ezen a néven kerülnek forgalomba is (GALGÓCZY 1877).

Míg az I. Katonai Felmérés idején a szántók aránya Veresegyházon igen jelentős volt, addig a 20. század végére ez – elsősorban a beépített területek terjeszkedése miatt – lecsökkent. Jól érzékelteti a jelentős változást, hogy a település lakónépessége 1990-ig

több mint hétszeresére (862 főről 6373 főre) nőtt, mely tendencia jelenleg is tart (2005-ben a lélekszám már 12788 fő). Az állóvizek kiterjedése viszont a 20. század második felében több mint kétszeresére nőtt az új tavak kialakításának következtében (pl. Pamut-és Ivacsi-tó).

Veresegyház szőlőgazdálkodásáról

A szőlőtermesztés igen fontos szerepet töltött be a helyiek életében, erre utal például a községi pecséten (1850) jól kivehető szőlő, mint központi motívum is. Többek között Fáy András is rendelkezett itt szőlős- és cseresznyeskerttel, ahol olyan hírességeket látott vendégül, mint Kölcsey Ferenc és Szemere Pál (HORVÁTH 1995). A bortermelésből a község közvetlenül is tudott bevételekre szert tenni, például egyes szőlők haszonbérbe adásával, vagy a település kocsmáiban való italméréssel (PML 1890-1899). Fényes művében híres fehér bort termő szőlőtőkéről ír (FÉNYES 1851).

Az 1880-as évek filoxerajárványa és egyéb körülmények az egész vízgyűjtőn óriási károkat okoznak, és a borkultúra korábbi színvonalát lényegében fel nem támaszthatóvá tették. A filoxeravéssel körülbelül egy időben megjelenő peronoszpóra pusztításáról is több helyen értesülünk a jegyzőkönyvekből, először 1891-ben. Az ülésen megjelentek rögzítik, hogy „... a peronoszpóra pusztítása következtében a 1892. évben bor fogyasztási adó jövedelemre számítani alig lehet majd...” (PML 1890-1899). Mindazonáltal a szőlőtelepítések, és a bortermelés sem torpant teljesen meg. A közgyűlés például 1892-ben döntést hozott egy szántóföldnek alkalmatlan homokos terület szőlővel való betelepítéséről (PML 1890-1899). 1897-ben a községnek már volt saját permetezőgépe, amit felsőbb rendeltetésekre szereztek be, és 1899-re a szőlősgazdák legtöbbször már rendelkezett saját permetezőgéppel (PML 1890-1899). A szőlő- és bortermelés későbbi növekedésére utal az is, hogy 1903. májusában a közgyűlés „a naponta emelkedő bortermelésre” hivatkozva kezdeményezi egy hordóhitelesítő hivatal felállítását (PML 1900–1906).

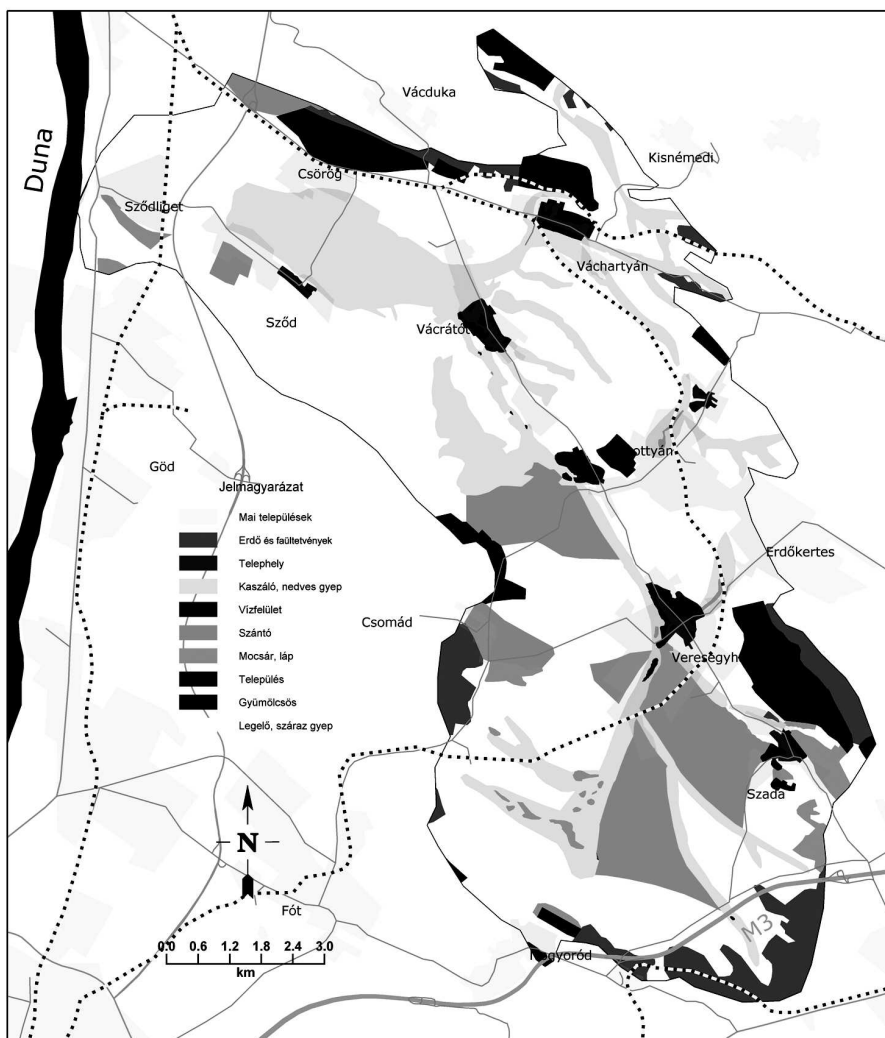
Gyümölcsösök, faiskolák, zöldségtermesztés

A gyümölcsstermesztés a szőlőhöz hasonlóan fontos volt a helyi gazdaságban. A tagosítás lezajlásakor kijelöltek faiskolákat is (pl. a Malom-tótól keletre), melyek a gyümölcsoltás, gyümölcsnemesítés módszereit voltak hivatva a lakosság köreiben megismertetni, elterjeszteni. A közgyűlési jegyzőkönyvekből kitűnik az is, hogy a faiskolák telepítése, hasonlóan a homokos területek fásításához, részben felülről jövő utasításra történt. Az 1899. május 29-én kelt közgyűlési jegyzőkönyv szerint a község képes elég facsemetét előteremteni, sőt, piacra vinni „és a szőlők és kertek ma is már túl vannak tömve gyümölcs-fákkal, továbbá a lakosság minden egyes tagja, még a serdülő férfiak is a gyümölcsfa-oltást teljesen elsajátították” (PML 1890-1899).

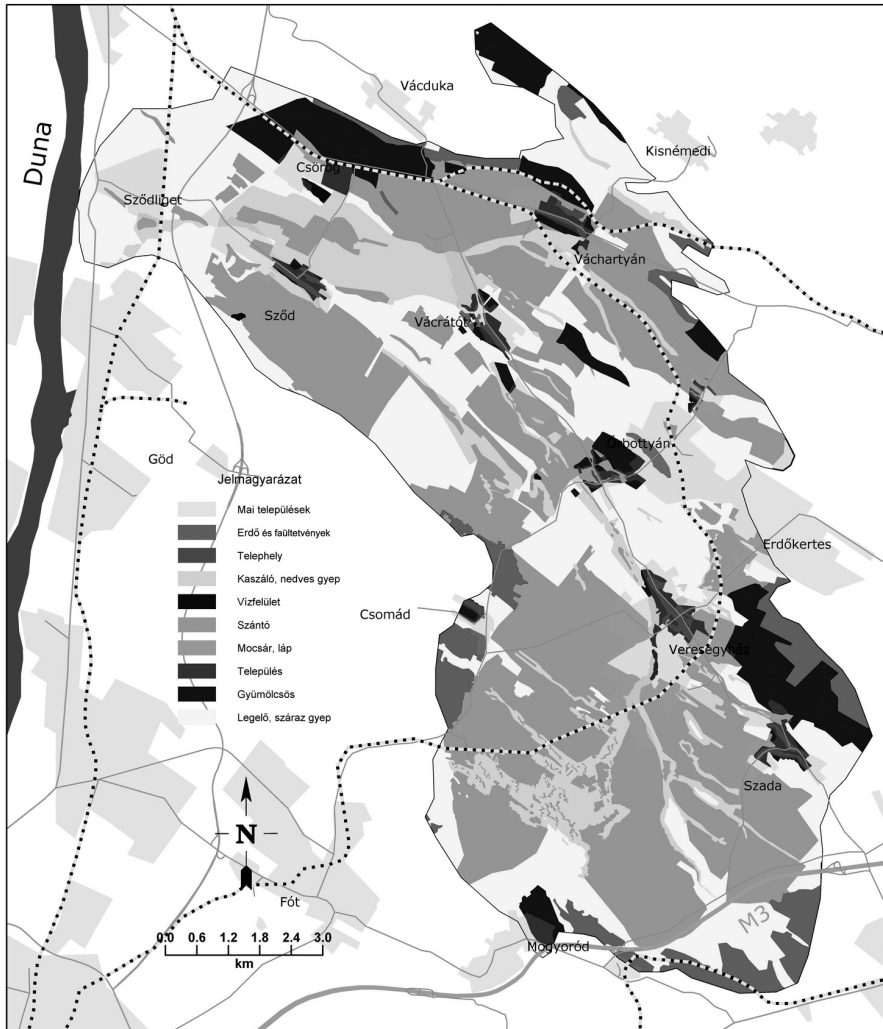
A szőlő mellett már a filoxéra és a peronoszpóra megjelenésének idején is a vidék legfőbb terménye a paradicsom volt (vö. HORVÁTH 1995). A szőlőtermesztés, mint korábban virágzó ágazat válsága vezetett más, kevésbé komoly szakértelmet igénylő növénykultúrák elterjedéséhez. Így lett a vidék jellegzetes terménye a paradicsom után a káposzta, a saláta, a borsó és az uborka is (HORVÁTH 1999).

Egyes növénykultúrák térhódítása a 20. század elején is folytatódott, sok patak menti lápos területet feltöltöttek és mezőgazdasági művelés alá vettek. Feltűnt a spárga és a

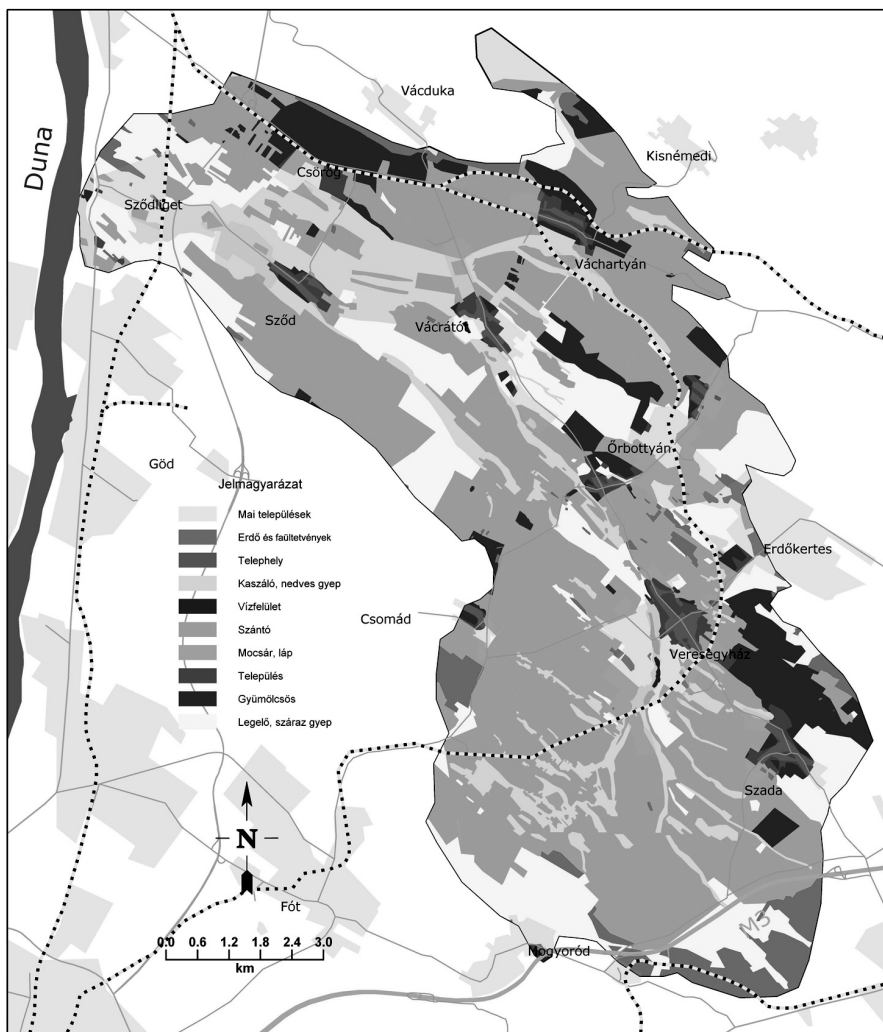
szamáca is, majd az 1920-as években a görögdinnye. Az epertermesztés már korábban is nagy jelentőséggel bírt: az 1778-ban, copf stílusban épült római katolikus templom mennyezeti freskóján a lányok hálaadásként epret ajánlanak fel Szűz Máriának. Az epret a hagyományosan termesztett gyümölcsökkel és szőlővel együtt a váci és a pesti piacokon értékesítették a termelők a két világháború között (HORVÁTH 1999). Jól mutatja a termesztés volumenét az, hogy a Dunakeszi Konzervgyár 1953-ban csak földieperért több mint egymillió Ft-ot fizetett ki a gazdáknak, és ebbe még nem volt beleszámítva a szabad piacon értékesített áru.



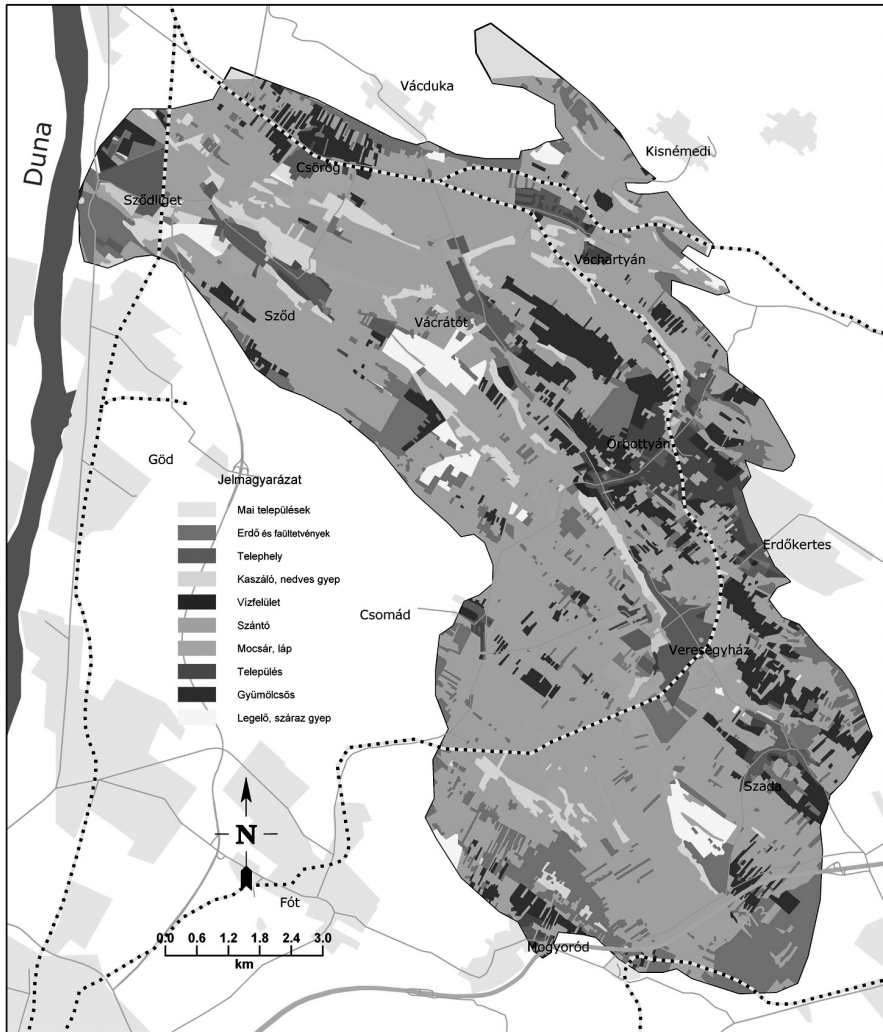
4. ábra Tájhasználat a Szódrákosi-patak vízgyűjtőjén az I. katonai felmérés idején (1782–1785)
 Figure 4. Land-use in the catchment area of Szódrákosi stream in the second half of the 18th century
 (First Military Survey)



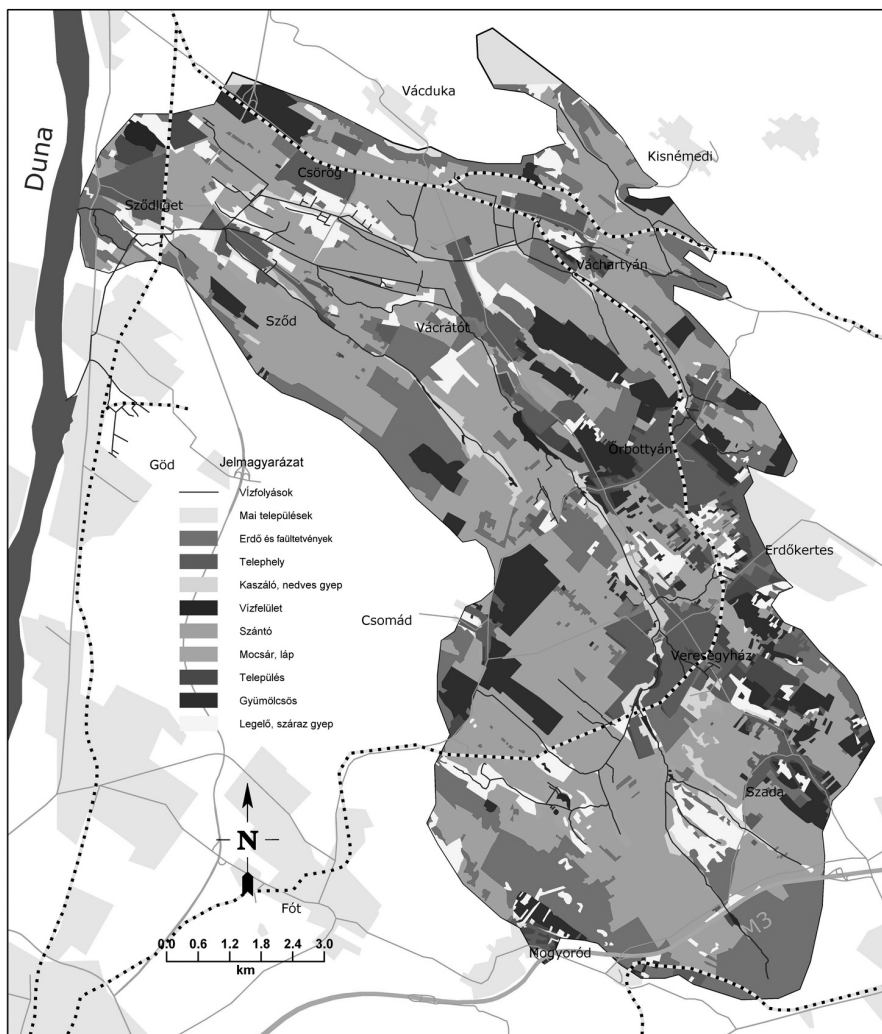
5. ábra Tájhasználat a Szódrákosi-patak vízgyűjtőjén a II. katonai felmérés idején (1810–1866)
 Figure 5. Land-use in the catchment area of Szódrákosi stream in the first half of the 19th century
 (Second Military Survey)



6. ábra Tájhasználat a Szódrákosi-patak vízgyűjtőjén a III. katonai felmérés idején (1872–1884)
 Figure 6. Land-use in the catchment area of Szódrákosi stream in the second half of the 19th century
 (Third Military Survey)



7. ábra Tájhasználat a Szödrákosi-patak vízgyűjtőjén a 20. század közepén (1959)
 Figure 7. Land-use in the catchment area of Szödrákosi stream in the mid-20th century



8. ábra Tájhasználat a Szódrákosi-patak vízgyűjtőjén a 20. század végén (1989)

Figure 8. Land-use in the catchment area of Szódrákosi stream in the end of the 20th century

Vizek, malmok

A mai Malom-tavat a középkortól kezdve a nagyváradi káptalan és a váci püspöki uradalom részeként hasznosították. A télen végzett nádvágás során a kitermelt nádat kévékbe kötve szállították el, és háztetők építéséhez/javításához használták, kosarat készítettek belőle, vagy nádpadlóként hasznosították. A kitermelt mennyiség változó volt: Krenedits Antal püspöki ispán fennmaradt jelentései alapján 1853–1854 telén 1140, míg 1861–1862 telén 573 kéve nádat vágtak. A tagosítás után a tó – 8 kataszteri hold területű vízfelület és a nádas – a volt jobbágyok közösségéé lett, kezelését az általuk felállított Tóbirtokosság végezte, mely rendszer az 1960-as évekig fennmaradt. A tavi halászat jogát szokás volt bérbe adni, mind a püspöki birtok idején, mind később. Ennek felügyeletét a veresegyházi körvadász látta el. A halászat gyakran járt szép eredménnyel: például Scheier Rezső körvadász jelentése alapján tudjuk, hogy egy Schweiczter Antal nevű bérlő 1864. február 17-én 65 font (kb. 32–33 kg) különféle halat fogott, melynek fele a halászmesterrel kötött megállapodásnak megfelelően az uradalmat illette (HORVÁTH 1995, 1999).

A tavat más módon is hasznosították. A jégvermeket például a téli fagyok idején itt begyűjtött jéggel töltötték fel, amint arról a jegyzőkönyvekből is értesülünk (PML 1890-1899). Ebben az időben vadkacsára és a jelenleg fokozottan védett harisra és vidrára is vadásztak (HORVÁTH 1995).

Nem felejtkezhetünk el a fürdőkultúra megjelenéséről sem. A tópart kiépítése már a 19. század végén megkezdődött, mely aztán az I. világháború kezdetével elakadt. Mindazonáltal a tó a későbbiekben fontos szerepet töltött be a település idegenforgalmában, hiszen 1928-tól, a strand megnyitásától lehetővé tette az idelátogatók kulturált fürdőzését (KRENEDITS ÉS TATÁR 2001).

A Malom-tó unikális lápi, úszólápi vegetációját először Boros Ádám kutatta, 1916-ban. A ritka állat- és növényfajokban bővelkedő élőhely állapota és a tó vízminősége az utóbbi évtizedek vízszennyezései, szennyvízelvezetési problémái és vízrendezései következtében romlott, mely a fürdőélet hanyatlásához és az élővilág elszegényedéséhez vezetett (TATÁR 2005).

A falun átfolyó vizek, a kutak és hidak karbantartására a község igen nagy gondot fordított. Ezzel összefüggésben a Veresegyház határán belül futó utak rendben tartása is gyakori témája a közgyűlési megbeszéléseknek. Egy 1892. okt. 6-i keltezésű határozat például azt kötötte ki, hogy „... mindazok, kik a kerteket veszik bérbe, tartozzanak évenként a kerteken átvonuló vízjárást, ... kitisztítani, ez által a víz lefolyását elősegíteni...” (PML 1890-1899). Mindez nem volt lényegtelen, hiszen főleg a település keleti felében jó néhány vízfolyás futott keresztül, és főleg a tavaszi olvadások idején problémát okozhattak a feltöltődött vízelvezetők.

A 18. század végén három malmot említenek, ezekért árendát fizettek a váci uradalomnak, melyeken kívül még szó esik a pontosabban meg nem határozott „ezeken felül való malmokról, valamint a szadaiak egyetlen vizimalmáról,” amiért is két földbirtokosnak is fizettek bérleti díjat. Meglepő ugyanakkor, hogy a veresegyházi tó vizimalmát nem jelölték az I. Katonai Felmérés térképén, pedig egy – hasonlóképpen a 18. században készült – Pest Megyei Levéltárban őrzött, részletes (dülőnevekkel ellátott) térkép egyértelműen ábrázolja azt (TATÁR 2001). Esetleg a térképezés idején a halászat (őszi lehalászás?) érdekében leengedett, vagy a zsilip megrongálódása (ld. az 1784. március 17-i jelentést) következtében lecsökkent vízszint miatt a malom nem járt. Az I.

Katonai Felmérés szóban forgó (15/19 sz.) térképszelvényét Wiener főhadnagy készítette 1783-ban, arról azonban nincs információ, hogy ezt a munkát az év mely szakaszában végezte el (JANKÓ és OROSS 2004).

A malmok kezelésének jelentőségét mutatja, hogy említés esik a község által megbízott ún. malombíró tisztségéről, akinek kötelessége volt a malmok ügyeinek felügyelete. A malmok mindegyike jól beazonosítható a II. Katonai Felmérés térképén. A malom-tavi Kemény-malom esetében a 19. században több javítás is szükségessé vált, a malomkerék eltörött tengelyét 1850-ben cserélték ki újra, a zsilipet 1856-ban készítették el. A malom végül az 1960-as, míg a molnárház az 1980-as évek községfejlesztési lépéseknek estek áldozatául (HORVÁTH 1995).

A másik malom, melynek neve egy 1897. szeptember 23-i közgyűlési jegyzőkönyvben is feltűnik (PML 1890–1899), a Váradi káptalané, és Középső-malom néven emlegették. A malom lebontása után csak a molnárházat kímélték meg. Az 1851-es beszállásolási jegyzékeknek köszönhetően tudunk egy másik püspöki molnárról is, aki feltehetően a szentmiklósi határ mellett található malmot működtette. Kezdetben falábakra és deszka oldalakkal épült, később, mikor „Határi malom” vagy Felső-malom néven 1876–1877 körül említik, már átépítették kőből (HORVÁTH 1995).

Erdők védelme, fásítási intézkedések

Veresegyház és térsége nem volt gazdag erdőben, de ennek ellenére fontos szerepet töltöttek be a helyiek mindennapjaiban. A létfontosságú tűzifa biztosítása mellett az erdőben lehetett disznókat makkoltatni, szükség volt fára építkezések, kerítések, hidak emelése esetén, illetve kisebb használati tárgyak készítésénél, karbantartásánál is. Ennek megfelelően az erdőket nagyon szigorúan óvták. Az erdők és a fák védelmét olyan komolyan vették, hogy még gallyak gyűjtéséhez is engedélyt kellett kérni. Erre jó példa az a közgyűlési bejegyzés, melyben a katolikus plébánosnak – aki pedig biztosan a település megbecsült tagjai közé tartozott – engedélyezik, hogy az Úrnapi körmenethez szükséges zöld gallyakat begyűjtsék (PML 1900–1906).

Akárcsak a környék legtöbb településén, Veresegyházon is nagy hangsúlyt fektettek a 19. század közepétől kezdve a fásításra, különösen a homokos területek akáccal való betelepítésére. Ezzel elsősorban a futóhomok megkötését tudták elérni. Még az akácok előtt jelent meg az eper-, más néven szederfa. Az eperfák elterjedése a selyemhernyó-tenyésztés József-korban megjelenő szorgalmazásával függött össze. A fák termését a szegények és a gyermekek is gyakran fogyasztották, de szélfogó és tájalakító szerepük sem volt elhanyagolható. Először leggyakrabban az országutak két oldalára ültették őket, később feltűntek a jobbagyportákon is (HORVÁTH 1995). Eperfák telepítésére később is találunk példákat: 1907-ben a közgyűlés „A faiskolában lévő 400 db. kiültetésre alkalmas eperfának a kiültetéséről” döntött (PML 1906-1912).

Az aránylag gyorsan növekvő akácfák telepítésére már főleg a tagosítás, azaz 1864 után került sor. 1891-ben már arról értesülünk, hogy a közgyűlés bizonyos kiadásokra kényszerül, „...miután a tóparti agáczültetés javításokat és pótlásokat igényel...” (PML 1890–1899). De a fásítások folytatódtak is, például 1897-ben a Földművelésügyi Minisztérium által biztosított pénzek felhasználásával a tóparti homokbuckák fásítására került sor (PML 1890-1899).

Állattartás, vadászat

Az állattartás és állattenyésztés is fontos szerepet töltött be Veresegyház lakóinak életében, erre utal már önmagában az is, hogy a közgyűlési jegyzőkönyvekben igen gyakran találunk bejegyzéseket a tenyészállatok kérdéséről. Ugyanis a község állandóan tartott tenyészbikákat, illetve tenyészkanokat, melyek a lakosság közös tulajdonát képezték. A tenyészállatokat külön legelőkre hajtották ki, erre utalnak a Veresegyház határában is fellelhető olyan elnevezések, mint a Bika-rét, vagy a Kis Bika-rét.

A vadászati jog haszonbérletbe adása állandóan a község egyik fontos bevételi forrása volt a kertek, szőlők és a korcsmák bérbeadása mellett. A környező erdőkben nyúlra, fogolyra, szalonkára, fűrjre, örvös galambra és fácánra lehetett leginkább vadászni. A bevételek tekintetében 1891-ben a következőket olvashatjuk a közgyűlés terveiről: „... a következő éven át a vadászati haszonbérből oly szép és jelentékeny jövedelmet nyer... [a község]” – hogy a közgyűlés arról dönt, hogy a bevételt iskolai célokra fordítják (PML 1890-1899).

Köszönetnyilvánítás

A szerzők ezúton köszönik meg Biró Mariann-nak (Vácrátót) a szakmai segítséget és a hasznos észrevételeket, a Tavirózsa Egyesület és az EMLA Egyesület technikai támogatását, és a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium anyagi támogatását („Zöld Forrás 2005”) a kutatáshoz.

Irodalom

- BÉL M. 1730: Pest megyéről. Szabó B. (ford.), Pintér E-né (jegyz. és kieg.) 1977. Pest Megyei Múzeumi Füzetek, Szentendre.
- BOROVSKY S. 1910: Pest-Pilis-Solt-Kiskun vármegye I-II. Országos Monográfia Társaság, Budapest.
- FÉNYES E. 1851: Magyarország geographiai szótára mellyben minden város, falu és pusztá betűrendben körülményesen leiratik. Nyomtatott Kozma Vazulnál, Pesten.
- GALGÓCZY K. 1876: Pest, Pilis és Solt törvényesen egyesült megye monographiája. Történelmi, föld- s természetföldrajzi, közhatalósági, társadalmi, nemzetgazdasági, régi és újkori leírás. I. köt. A megye múltja. Weiszmann, Budapest.
- GALGÓCZY K. 1877: Pest, Pilis és Solt törvényesen egyesült megye monographiája. Történelmi, föld- s természetföldrajzi, közhatalósági, társadalmi, nemzetgazdasági, régi és újkori leírás. III. köt. A megye részletes leírása. Weiszmann, Budapest, pp. 130–133, 137–141, 154–155.
- HORVÁTH L. 1995: Veresegyház története 1945-ig. I. kötet. Veresegyház Nagyközség Polgármesteri Hivatala. pp. 248, 263, 274, 279, 302, 321–322, 337, 354–355.
- HORVÁTH M. F. 1999: Veresegyház a 21. század küszöbén. Veresegyház, CEBA Kiadó, Budapest, pp. 14–15, 57, 59.
- JANKÓ A., OROSS A. 2004: Az Első Katonai Felmérés (1782–1785). HM Hadtörténelmi Intézet és Múzeum Térkép-tára, Arcanum Adatbázis Kft. DVD-ROM.
- KISS L. 1988: Földrajzi nevek etimológiai szótára. 2. bőv., jav. kiad. II. kötet. MTA, Budapest, p. 753.
- KOLLERFFY M, JEKELFALUSSY J. (szerk.) 1882: A Magyar Korona országainak helységnévtára. Az Orsz. M. Kir. Statisztikai Hivatal felülörködése mellett. Budapest.
- KRENEDITS S., TATÁR S. 2001: A veresegyházi tavak története és élővilága. Tavirózsa Környezet- és Természetvédő Egyesület, Veresegyház, pp. 8–9.
- MAKKAI L. 1958: Pest megye története 1848-ig. In: DERCSÉNYI D. (szerk.): Pest megye műemlékei. I. kötet, Budapest
- MALATINSZKY Á. 2005: Fogyatható zöldterületek az agglomerációban. Agglomeráció 2:1.

- MÁRKUS F. 2002: Értékvédő gazdálkodás erdeinkkel, természeti értékeinkkel. In: PÁLVÖLGYI T., NEMES Cs., TAMÁS Zs. (szerk.): Vissza vagy hova – Útkeresés a fenntarthatóság felé Magyarországon. Tertia, Budapest, pp. 243–249.
- PÁSZTOR P. 1994: Veresegyház és Szada Pest megyei falvak története, Pszicholingva, Szada.
- PENKSZA K., ÁDÁM Sz., CSONTOS P., VONA M., MALATINSZKY Á. 2008: Signs of environmental change as reflected by soil and vegetation on sandy areas in the Carpathian Basin. Cereal Research Communications 36(Suppl.): 1063–1066.
- PENKSZA K., VONA M., MALATINSZKY Á., CSONTOS P., CENTERI Cs. 2007: Kárpát-medence középső homoki területén kialakult *Festuca pseudovaginata* gyepek cönológiai és talajtani vizsgálatai. V. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium tanulmánykötete pp. 377–383.
- SZASZKÓNÉ S. A. 1988 (szerk.): Magyarország történeti helységnévtára. Pest-Pilis-Solt megye és a Kiskunság. 1773–1808. KSH, Budapest, pp. 50–51, 64–65, 68–71, 74–77.
- TATÁR S. 2001: Botanikai és ökológiai vizsgálatok a veresegyházi Malom-tó úszólápjain. –Szakdolgozat, ELTE TTK Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék (kézirat).
- TATÁR S. 2005: Vizes élőhely ökológiai állapotromlásának jelei és társadalmi, gazdasági következményei – a veresegyházi Malom-tó példáján. Magyar Hidrológiai Társaság 22. Országos Vándorgyűlésének CD-kiadványa, Nyíregyháza, 2005. július 6–7.
- TATÁR S. (szerk.) 2008: Agglomerációs füzetek I. Civil szervezetek a budapesti agglomeráció fenntarthatóságáért. Tavirózsa Egyesület és EMLA Egyesület, Veresegyház.
- TATÁR S., SÁNDOR Cs., MILUTINOVITS L., ERCSÉNYI M. 2006: Veresegyház és térsége tájtörténete – Ember és természet kapcsolata az elmúlt két évszázadban. Tavirózsa Egyesület, Veresegyház, pp. 23, 26.
- TORMA I. (szerk.) 1986: Pest megye régészeti topográfiája. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 364, 509, 524, 531.
- VÁLYI A. 1796–1799: Magyar országnak leírása: mellyben minden hazánkbéli vármegyék, városok, faluk, puszták; uradalmak, fábrikák, huták, hámorok, savanyú, és orvosló vizek, földházak, nevezetesebb hegyek, barlangok, folyó vizek, tavak, szigetek, erdők, azoknak hollételek, földes urok, fekvések, történetyek, külömbféle termésbéli tulajdonságaik, a betűknek rendgyek szerént feltaláltatnak. I–III. köt., Buda, pp. I.: 259, 571, II.: 249, 625, III.: 181, 425.
- VINNAI Zs., CZÉH L. 1993: Váchartyán község. Rövid helytörténeti leírás. Váchartyán.
- VAHAVA projekt 2003–2006. Összefoglalás. VAHAVA projekt Tudományos Tanácsa, pp. 13–14, 24–29.

Országos Magyar Királyi Statisztikai Hivatal (OMKSH) 1897: A Magyar Korona országainak mezőgazdasági statisztikája. I. kötet. Budapest

KSH 1988: Földterület. Községsoros adatok. 1895–1984., Budapest

KSH 2000: Földhasználat Magyarországon a 2000. évben. Településsoros adatok, Budapest

KSH 2003: A Magyar Köztársaság helységnévtára 2003, Budapest

Levéltári iratok

PML V. 1161. C/a 1. 1890–1899: Veresegyház képviselőtestületi közgyűlés jegyzőkönyvei. 1891. szept. 10., 1891. szept. 24., 1891. dec. 31., 1892. okt. 6., 1893. okt. 8., 1897. ápr. 6., 1897. május 17., 1897. szept. 23., 1899. május 29.

PML V. 1161. C/a 2. 1900–1906: Veresegyház képviselőtestületi közgyűlés jegyzőkönyvei. 1903. május 24.

PML V. 1161. C/a 3. 1906–1912: Veresegyház képviselőtestületi közgyűlés jegyzőkönyvei. 1907. dec. 2.

Térképek

I. Katonai Felmérés 1782–1785. M: 1:28 800. HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára

II. Katonai Felmérés 1810–1866. M: 1:28 800. HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára

III. Katonai Felmérés 1872–1884. M: 1:25 000. HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára

Pest megyében fekvő s M(éltóságos) Váci püspök és T(ekintetes) N. Váradí káptalan javaihoz tartozó

Veresegyház határának térképe 1857. Pest Megyei Levéltár

Pest megyében fekvő Veresegyház Helység tagosított határának térképe 1864. Pest Megyei Levéltár

Topográfiai térkép 1959. Magyar Néphadsereg Vezérkara. M: 1:25 000

Topográfiai térkép 1989. HM Térképészeti Kht. M: 1:25 000

LAND-USE HISTORY STUDIES IN THE NORTHWESTERN PART
OF THE GREAT HUNGARIAN PLAINS. TATÁR¹, C. SÁNDOR², M. ERCSÉNYI³, L. MILUTINOVITS⁴¹Tavirozsa Association of Environmental Protection and Nature Conservation

H-2112 Veresegyház, Huba u. 43., e-mail: tatarsandor@invitel.hu

² Environmental Management and Law Association

H-1076 Budapest, Garay u. 29-31., e-mail: sandor.csaba@gmail.com

³Middle-Danube Valley Inspectorate for Environment, Nature and Water

H-1072 Budapest, Nagydíófa u. 10-12., e-mail: ercsenyimarta@c2.hu.

⁴Mobilitas National Youth Service

H-1054 Budapest, Szemere u. 7., e-mail: milutinovits.laszlo@gmail.com

Keywords: Great Hungarian Plain, Pesti-síkság, land-use history, landscape changes, landscape ecology

The landscape is under pressure of deep human impacts in the northwestern part of the Great Hungarian Plain (in Pesti-síkság area, near the capital Budapest). Authors aimed to explore the land-use history of the catchment area of Szódrákosi stream in the last two centuries. The population of this area has grown to almost ten times bigger during the last two centuries and nowadays the extension of built-up areas is eleven times larger than in the second half of the 18th century. These processes have caused rapid increase in the extension of arable fields until the mid-20th century. Among the natural and semi-natural habitats, the extension of dry meadows was twenty times larger in the 18th century than mid-20th century. This habitat type currently is regenerating on arable fields which were abandoned in the second half of the 20th century. Since the second half of the 18th century, wet meadows have decreased onto one-seventh because of expansion of vegetable growing along the streams and declining animal husbandry. The areas of orchards, vineyards, forests and tree plantations have increased, but the latter one consist mostly of non-native tree species (black locust, Scotch and Austrian pine). As the effects of drainage and ploughing, the lowest proportion of marshes and fens (only 0,4 %) was observed in the second half of the 19th century. Nowadays the extension of these habitats (and still waters) is the largest in the last two centuries (animal husbandry has been declining and several new fishponds were created). Our results show close correspondence between written documents and historical maps. From a landscape protection view, the most considerable problem is the fragmentation and isolation of natural and semi-natural habitats. Namely, it decreases the regeneration potential of landscape which limit the success of landscape rehabilitation. Noteworthy is the fact, the flora of regenerating habitats is poor, and in addition, the spread of several invasive species (e.g. *Asclepias syriaca*, *Solidago* spp.) is observable.

NATURSCHUTZFACHLICHE UND TOURISTISCHE BEDEUTUNGEN DER NIEDERWÄLDER IN RHEINLAND-PFALZ

Timea HELFRICH

Albert-Ludwigs-Universität (Freiburg, Deutschland), Institut für Landespflege
79106 Freiburg, Tennenbacherstr. 4. E-Mail: timea.helfrich@landespflege.uni-freiburg.de

Schlüsselwörter: Niederwald, Naturschutz, Tourismus

Zusammenfassung: In Rheinland-Pfalz befinden sich rund 160.000 ha aus Stockausschlag entstandene Wälder. Ihnen kommt eine erhebliche naturschutzfachliche Bedeutung zu und zugleich stellen sie ein wichtiges Holzpotenzial dar. Sie werden in geringem Umfang noch niederwaldartig genutzt, vor allem durch traditionelle Nutzungsgemeinschaften und im Rahmen naturschutzfachlicher Pflegemaßnahmen. Häufig befinden sie sich auch in verschiedenen Stadien der Überführung zu Hochwald oder sind sich selbst überlassen und überaltert. Durch die in jüngster Vergangenheit verstärkte Nachfrage nach Energieholz gewinnt die Brennholzerzeugung als „ursprüngliches“ Ziel der Niederwaldbewirtschaftung wieder an Attraktivität. Es bestehen jedoch erhebliche Unklarheiten über geeignete Bewirtschaftungsformen für die Niederwälder sowie über ihre Auswirkungen vor allem in naturschutzfachlicher Hinsicht. Die spezifische Nutzungsgeschichte und der geringe Einfluss von Störungen seit Aufgabe der klassischen Niederwaldnutzung verleihen den Niederwäldern zurzeit noch eine herausragende kulturhistorische und landeskulturelle, aber auch naturschutzfachliche und touristische Bedeutung. Ziel des Projektes ist es, Hinweise zu geben, wie man diese Gegebenheiten, die nicht nur die wirtschaftlichen, sondern auch die ökologischen Gesichtspunkte betrachten, am besten ausnutzt.

Einführung

Das dreijährige Verbundprojekt: „Schutz und Nutzung: Ein Raum-Zeit-Konzept für die multifunktionale Entwicklung der Stockausschlagswälder in Rheinland-Pfalz“ ist eine Teamarbeit von vier Institutionen. Die Projektpartner sind das Waldbau-Institut, das Institut für Forstbenutzung und Forstliche Arbeitswissenschaft und das Institut für Landespflege (alle von der Universität Freiburg) sowie die Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft (Trippstadt/Rheinland-Pfalz). Das Projekt wird von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt gefördert und begann im August 2008.

Der Niederwald (Stockausschlagswald) ist eine traditionelle, zyklische Form der forstlichen Bewirtschaftung, bei der in relativ kurzen Zeitabständen (in der Regel 15–25 Jahren) auf einer begrenzten Fläche alle Bäume geerntet werden. Die folgende Niederwaldgeneration erneuert sich durch Ausschläge aus den verbliebenen Stöcken. Da es heute immer mehr Nachfrage nach Energieholz gibt, könnte eine Wiederaufnahme der Niederwaldnutzung vielerorts von Interesse sein. Gründe für dieses Interesse sind der Klimaschutz und die Knappheit der fossilen Energieträger. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass eine nachhaltige Nutzung der Natur die rationelle Verwendung der natürlichen Ressourcen voraussetzt. Deswegen müssen Leitlinien für die Niederwaldbewirtschaftung entwickelt werden, die gleichermaßen ökologische, wirtschaftliche und soziale Aspekte berücksichtigen. Das Ziel des Verbundprojektes ist die Entwicklung von naturschutzfachlich- und nutzungsorientierten Bewirtschaftungskonzepten für Niederwälder (Abb. 1–2.). Die Ergebnisse werden in Form von konkreten Entscheidungshilfen für die Praxis übertragbar gemacht.



Abb. 1. Ein typisches Merkmal der Niederwälder:
Eine mehrstämmige Hainbuche (*Carpinus betulus*)
1. ábra A sarjerdőszerű gazdálkodás egyértelműen
felismertető: gyertyán (*Carpinus betulus*) több
törzssel



Abb. 2. Der „Elefantenfuß“ ist auch ein gutes
Zeichen für die niederwaldartige Bewirtschaftung.
Auf dem Bild ist eine Traubeneiche
(*Quercus petraea*) zu sehen
2. ábra Az „elefántlábak“ is tipikus jelei a
sarjerdőknek. A képen egy kocsánytalan tölgy
(*Quercus petraea*) látható

Innerhalb dieses Verbundes möchten wir die Wahrnehmung von (ehemaligen) Niederwäldern vorstellen, weil diese ein sehr großes ökologisches und touristisches Potenzial beinhalten, das noch nicht in ausreichendem Maß erkannt wird. Diese zwei Forschungsthemen des Projektes werden in Form von einer Dissertationsarbeit dargestellt. Der Titel der Dissertation lautet: „Multifunktionalität von Niederwäldern in Rheinland-Pfalz: Aspekte des Naturschutzes und des Tourismus“.

Die Ziele im Naturschutz-Teilprojekt sind die Ermittlung und Bewertung der lokalen Funktionalität bzw. die Ermittlung der Biodiversität und des Naturschutzwertes der Niederwälder. Das oberste Ziel ist, eine Typisierung der heute vorkommenden Niederwälder unter Berücksichtigung des Standortes und des aktuellen Zustands anhand raumbezogener Informationssysteme zu erstellen.

Bei den touristischen Untersuchungen ist es wichtig zu wissen, welches touristische Potenzial die Niederwälder haben, wozu in erster Linie Befragungen von Touristen, Bürgermeistern, Verbandsvorsitzenden und Waldbesitzern zu deren Wahrnehmung von Niederwäldern dienen. Danach sollen basierend auf den erhaltenen Ergebnissen konkrete Konzepte für eine Integration des Themas Niederwald in die örtliche Fremdenverkehrsstrategie erarbeitet werden (z.B. Lehrpfad, Veranstaltungen).

Material und Methoden

Als Arbeitsgrundlage bei den naturschutzfachlichen Untersuchungen dient eine Analyse der kulturhistorischen Waldlandschaftsentwicklung. Im zweiten Schritt fand die Flächenauswahl statt. Es wurden elf Niederwald-Kategorien identifiziert, wobei in erster Linie die Baumartenzusammensetzung berücksichtigt wurde. Mit dieser Kategorisierung kann man alle in Rheinland-Pfalz (Abb. 3.) vorkommenden Niederwaldformen abdecken.



Abb. 3. Die Versuchsflächen für die Untersuchung befinden sich in Rheinland-Pfalz
 3. ábra A mintaterületek Rheinland-Pfalz tartományban találhatók

Es wurden für die Untersuchungen 14 repräsentative Versuchsflächen ausgewählt. Drei von diesen dienen als Referenzflächen, bei denen die Überförungsmaßnahmen in Hochwäldern längst durchgeführt sind. Die Größe der Versuchsflächen beträgt 500 m² (außer im Blockschuttwald, wo die Flächengröße 1000 m² umfasst). Diese gehören in den Wirkungsbereich von den vier Forstämtern Nastätten, Lahnstein, Cochem und Baumholder.

Die Untersuchungen erfolgen im Projekt auf drei Ebenen: auf Mikro-, Bestandes- und Landschaftsebene. Als Mikroebene dienen die einzelnen Stöcke der Bäume. Die verschiedenen Baumarten weisen unterschiedliches Stockausschlagsvermögen auf. So lassen sich die Stöcke nach dieser Fähigkeit voneinander differenzieren. Ziel ist eine qualitative Strukturdarstellung anhand verschiedener Baumarten und Alter auf Individuenebene. Für die Ermittlung der lokalen Funktionalität der Niederwälder wurde als Methode die IUFRO-Klassifikation (International Union of Forest Research Organisation) gewählt, wobei soziologische, dynamische und waldbauliche Gesichtspunkte berücksichtigt werden. Bei den Aufnahmen wurden zusätzlich folgende Parameter beachtet: der BHD (Brusthöhendurchmesser), der Gesundheitszustand, sowie der Totholzanteil und -qualität. Die Aufnahmen wurden im Winter 2008/2009 vollendet. Die Ermittlung der Biodiversität und des Naturschutzwertes der Stockausschlagwälder basiert erstens auf einer Literaturrecherche, zweitens auf terrestrischen Untersuchungen, drittens auf einer

Luftbildanalyse und viertens auf einer terrestrischen Überprüfung. Um die Biodiversität besser erfassen zu können, wurden ergänzende Vegetationsaufnahmen im Frühling und im Sommer dieses Jahres durchgeführt. Die Vegetation der Bestände wurde mit der Hilfe von Artenlisten erfasst. Die Analyse der Luftbilder wird anhand eines raumbezogenen Informationssystems (ArcGis) durchgeführt. Alle oben genannten Methoden sind am Ende für das oberste Ziel, die Typisierung der heute vorkommenden Niederwaldtypen, wichtig. Dieser Teil des Projektes wird zusammen mit der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz in Trippstadt bearbeitet. Die Typisierung soll außer der Baumartenzusammensetzung die verschiedenen Standortbedingungen, die Besitzformen, den Überfährungsgrad, das Vorkommen von seltenen Baumarten (Speierling und Elsbeere) und die kulturhistorische Bedeutung beachten.

Für die Planung eines touristischen Konzeptes sollte herausgearbeitet sein, welche kulturhistorische und landeskulturelle Bedeutung die Region hat. Die ausführliche Literaturrecherche ist in diesem Arbeitsschritt auch nicht zu vernachlässigen. Die beste Methode für die Prüfung der Wahrnehmung der Stockausschlagswälder ist eine Befragung. Zwei verschiedene Fragebögen werden zusammengestellt – einer für die Touristen und ein anderer für die Bürgermeister, Verbandsvertreter und Waldbesitzer, die von den Niederwäldern schon Vorkenntnisse haben. Die erste Variante wird eine Passantenbefragung vor Ort sein (Fragebogen), die zweite Interviews mit offenen Fragen (Leitfaden) mit den oben genannten Zielgruppen. Die Ergebnisse der Touristenbefragung werden quantitativ ausgewertet, während die Interviews qualitative Aussagen liefern werden. Die Passantenbefragungen werden neben einer Kahlschlagfläche stattfinden.

Ergebnisse und Diskussion

Ökologische Bedeutung der Niederwälder durch die Analyse der Struktur und der Vegetation

Aus der Sicht des Naturschutzes gehen die Meinungen über die Niederwälder auseinander. Bis Anfang des 20. Jahrhunderts war diese Bewirtschaftungsform in ganz Europa weit verbreitet und es wurden durch diese Nutzung teilweise Lebensräume geschaffen, die sich so in den heutigen mittel- europäischen Waldformen nicht mehr entwickeln und daher als „Ersatzbiotope“ bezeichnet werden können (REIF ET AL. 2001, SCHERZINGER 1996). Mit der Aufgabe der Niederwaldwirtschaft entsteht die Gefahr, dass diese „Ersatzbiotope“ verloren gehen und damit Lebensräume verschwinden, die längst bestimmende Teile der Landschaft sind.

Rheinland-Pfalz hat deutschlandweit nach Bayern (36,3% der Waldfläche) den größten Anteil an Nieder- und Mittelwäldern (16,8% der Waldfläche) (ANONYMUS 2004). Nach Schätzungen befinden sich in der Region rund 160.000 ha aus Stockausschlag entstandene Wälder. Die Hälfte davon liegt in privatem Eigentum, der Rest ist in kommunalem Besitz. Die verschiedenen Eigentumsverhältnisse führten zu diversen Waldbildern mit entsprechenden heterogenen Strukturen. Dieser Heterogenität ist zu verdanken, dass nicht alle Laubbäume zur niederwaldartigen Nutzung geeignet sind. Außerdem nimmt die Stockausschlagfähigkeit mit dem Alter von Generation zu Generation deutlich ab und nach mehreren Umtrieben sind die Wurzelsysteme der Bäume überaltert (EDER

1989, LANUV 2007). Diese Gründe, zusammen mit der Tatsache, dass in Rheinland-Pfalz der Wildverbissdruck in den letzten Zeiten extrem zugenommen hat, können die Wiederbelebung der Niederwaldwirtschaft behindern (Abb. 4.). Die Verjüngung kann nur durch das Einstellen der Wilddichte gefördert werden (FAY 2006).



Abb. 4. Das Verjüngungspotenzial ist groß, aber die große Wilddichte kann die Wiederbelebung der Niederwaldwirtschaft behindern

4. ábra A fák megújulási képessége nagy, de a túlszaporodott vadállomány megakadályozhatja a sarjerdők feltámasztását

Die Niederwälder wurden zum letzten Mal regelmäßig vor 60–80 Jahren in den Notzeiten nach dem Zweiten Weltkrieg genutzt, deshalb sind sie heutzutage durchgewachsen und überaltert. Es ist schon längst klar, dass die Stockausschlagswälder mangels regelmäßiger Nutzungen zusehends ihre typische Struktur und ökologische und naturschützerische Funktionalität verlieren. Es ist zu befürchten, dass die seltenen Baumarten wie der Speierling (*Sorbus domestica*) und die Elsbeere (*Sorbus torminalis*) sowie die verschiedenen Wildobstarten (Wildbirne, Wildapfel) drohen überwachsen zu werden und Habitate für seltene Tierarten wie das Haselhuhn (*Bonasa bonasia*) verschwinden. Am Anfang dieser Bewirtschaftungsform richtet sich die Aufteilung des Waldbestandes nach der Umtriebszeit, das heißt, wenn sie beispielsweise 15 Jahre betrug, dann wurde die Fläche in 15 Abschnitte unterteilt. Später war eine modernere Form der Aufgliederung üblich. So wurde der jeweilige Vorrat ebenso berücksichtigt und die einzelnen Teile hatten unterschiedliche Größen (GROHS 2007). Diese Methode hat sich um die gleichmäßigen Erträge jedes Jahr gekümmert.

Der Naturschutzwert eines Lebensraumes steigt in der Regel mit der dort vorkommenden Artenanzahl. Dank der systematischen Freistellung der Flächen sind die Stockausschlagswälder wegen des günstigen Lichthaushaltes artenreicher als andere Waldformen. Allerdings sind Niederwälder auf Grund der kurzen Umtriebszeiten wenig naturnahe Ökosysteme. Doch können gerade durch diese Art der Bewirtschaftung Wald-

ökosysteme entstehen, die eine hohe Bedeutung für Natur- und Ressourcenschutz haben (SUCHOMEL und KONOLD 2008). Um die Vielfalt der Strukturen (horizontaler und vertikaler Aufbau des Waldes) und die Biodiversität der Niederwälder besser kennenzulernen, sind die oben dargestellten Untersuchungen (Strukturaufnahme und Vegetationsaufnahme) nicht zu vernachlässigen. Für die naturschutzfachlichen Untersuchungen wurden im Herbst 2008 die 14 Versuchsflächen ausgewählt. Die Auswahl berücksichtigt in erster Linie die Baumartenzusammensetzung, um die vielfältigen Niederwaldvorkommen abzudecken. Die elf Gruppen nach der Baumartenzusammensetzung sind folgende:

1. Französischer Ahorn (*Acer monspessulanum*) mit Speierling (*Sorbus domestica*), Elsbeere (*Sorbus torminalis*) und Wildbirne (*Pyrus pyraster*),
2. Hainbuchen-Niederwald (trocken) mit Elsbeere (*Sorbus torminalis*),
3. Hainbuchen-Niederwald (mäßig trocken),
4. Traubeneichen-Niederwald (trocken) mit Mehlbeere (*Sorbus aria*),
5. Traubeneichen-Niederwald (mäßig trocken),
6. Traubeneichen-Niederwald mit Honiggras (*Holcus mollis*),
7. Buchenniederwald,
8. Haselniederwald,
9. Schluchtwald mit Feldahorn (*Acer campestre*) und Kirsche (*Prunus avium*),
10. Blockschuttwald,
11. Erlenniederwald,

Mit diesen Gruppen sind die wichtigsten Niederwaldtypen in Rheinland-Pfalz abgedeckt.

Die untersuchten Bestände bestehen aus einer bis acht Baumarten. Die vorkommenden Baum- und die wichtigsten Gebüscharten nach ihrer Beteiligung auf den Beständen sind folgende: Traubeneiche (*Quercus petraea*), Hainbuche (*Carpinus betulus*), Rotbuche (*Fagus sylvatica*), Feldahorn (*Acer campestre*), Winterlinde (*Tilia cordata*), Kirsche (*Prunus avium*), Birne (*Pyrus pyraster*), Birke (*Betula pendula*), Zitterpappel (*Populus tremula*), Salweide (*Salix caprea*), Schwarzerle (*Alnus glutinosa*), Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), Französischer Ahorn (*Acer monspessulanum*), Elsbeere (*Sorbus torminalis*), Speierling (*Sorbus domestica*), Mehlbeere (*Sorbus aria*) und bei den Sträuchern finden wir fast reine Haselniederwälder (*Corylus avellana*); wichtig sind zudem der Eingriffliche Weißdorn (*Crataegus monogyna*) und die Schlehe (*Prunus spinosa*).

Die Ergebnisse der Strukturaufnahme verraten viel über den heutigen Zustand dieser Wälder und sie stellen die Unterschiede zu der klassischen Hochwaldstruktur gut dar. Die Baumdicke auf den 14 Versuchsflächen schwankt zwischen 330 und 1940 Bäumen/ha; sie ist damit viel größer in einem reifen Hochwaldbestand, wo das Ziel die Wertholzproduktion ist. Im Zuge der Durchforstungen in Hochwäldern sind die anzustrebenden Stammzahlen des Endbestandes bei Eiche 100 Bäume/ha (PARDÉ 1979), bei Buche und Esche 150 Bäume/ha (SCHÜTZ 2003). Der niedrigste Wert (330 Bäume/ha) auf unseren Versuchsflächen wurde im Blockschuttwald aufgenommen, den höchsten Wert (1940 Bäume/ha) hat der Traubeneichenbestand auf einer mäßig steilen südexponierten Hanglage gezeigt.

In Niederwäldern vermehren sich die Bäume vegetativ durch Stamm- oder Wurzelbrut. Wegen des regelmäßigen Abschlagens der Bäume wird auch die Verbreitung der Sorbus-Arten begünstigt. Der erste Grund dafür ist, dass der Speierling und die Elsbeere lichte (halblichte) und warme Bestände bevorzugen. Die letztgenannte Art wächst mit

ausreichend Licht und gut gefördert (geschützt vor dem Wild und später mit angemessener Kronenpflege) schneller als die Eiche (SCHWAB 2001). Die Umstellung auf Hochwaldbetrieb hat die Ausdunklung der Wälder verursacht, was natürlich die Verbreitung der Sorbus-Arten erschwerte. Beide Bäume werden als trockenheits- und wärmeliebend beschrieben, obwohl diese Aussagen nur teilweise stimmen. Laut SCHWAB (2001) und NIEMÖLLER (2007) entstanden solche Eindrücke wegen ihrer Konkurrenzschwäche gegenüber der Eiche, vor allem auf guten Standorten. Ohne erforderliche Unterstützung können diese Arten den Wettbewerb mit anderen Laubbaumarten auf besseren Standorten nicht aufnehmen. Die Elsbeere weicht beispielsweise der Buche bis an die Trockenheitsgrenze des Waldes strauchförmig aus, aber sie hat dann viel bessere Chancen, um sich den veränderten Umweltbedingungen anzupassen. Dabei helfen noch zwei ihrer wichtigen Eigenschaften: sie übersteht die Winterkälte gut und ist spätfrostresistent, ebenso wie der Speierling, welcher eindeutig zu den Lichtbaumarten zählt und die Gebiete mit Weinbauklima bevorzugt. Der zweite Grund, warum die niederwaldartige Bewirtschaftung diese beiden Arten unterstützt, ist, dass sie sich besser vegetativ als generativ vermehren. Das wichtigste sichtbare Merkmal der niederwaldartigen Bewirtschaftung ist die Mehrstämmigkeit der Bäume. Auf den Versuchsflächen haben 57% der aufgenommenen Bäume mehrere Stämme. Dieser Wert schwankt jedoch zwischen 29% und 71% auf den einzelnen Flächen. Der niedrigste Anteil wurde auf einem Bestand aufgenommen, wo die Überführung in Richtung Hochwald weit fortgeschritten sind.

Der BHD (Brusthöhendurchmesser) ist ein wichtiges, vom Alter abhängiges Kennzeichen eines Baumes. Bei der Wertholzproduktion sind die Bäume mit dickem und geradem Schaft bevorzugt. Bei der Untersuchung sind die meisten Bäume (47%) der Kategorie zwischen 11 und 20 cm BHD zuzuordnen und 29% der Bäume verfügen über einen noch größeren BHD (ab 21 cm). Diese zeigen, dass die untersuchten Bestände schon lange nicht mehr „auf den Stock gesetzt“ wurden (bereits länger als die im Niederwald übliche Umtriebszeit).

Einige Parameter (Vitalität-, Dynamik-, Kronenklassen und Schiefe) wurden vor Ort abgeschätzt. Die Abbildungen 5–6. zeigen die Vitalität und Dynamik der einzelnen Bäume auf Bestandesebene.

Der Begriff Vitalität soll als Synonym für Lebenskraft und potentielle Entwicklungsfähigkeit verstanden werden. Es gibt einige Labormethoden, um sie annähernd und indirekt zu erfassen, allerdings verbleiben solche Techniken naturgemäß begrenzt in der Anwendung. Bei fehlenden praktischen Vorgehensweisen nutzt man in der waldbaulichen Praxis indirekte gutachtliche Methoden, wie z.B. die Abschätzung der Vitalität. So wurde festgestellt, dass die Mehrheit der Bäume eine normale Vitalität zeigt (mehr als 60%). Üppig sind ca. 18% und kümmerlich 22% der Bäume. Die Dynamik zeigt, ob der Baum in der Lage ist, seine soziale Position im Vergleich zu den Bäumen derselben Höhenklasse zu verändern. Diese Tendenz lässt sich vor allem an der Entwicklung der Höhentriebblängen beurteilen. Die Ergebnisse zeigen, dass 54% der Bäume gleichbleibend, über 21% aufsteigend und mehr als 24% absteigend sind. Diese Zahlen, gemeinsam mit sonstigen Parametern (wie z.B. Befahrbarkeit eines Bestandes, Kosten, naturschutzfachliche Bedeutung etc.), helfen bei der Entscheidung, welche Bewirtschaftungsform für den Bestand angemessen ist: die Wiederbelebung der Niederwaldwirtschaft, beispielsweise für die Energieholzgewinnung oder die Überführung in Hochwald mit dem Ziel der Wertholzproduktion.

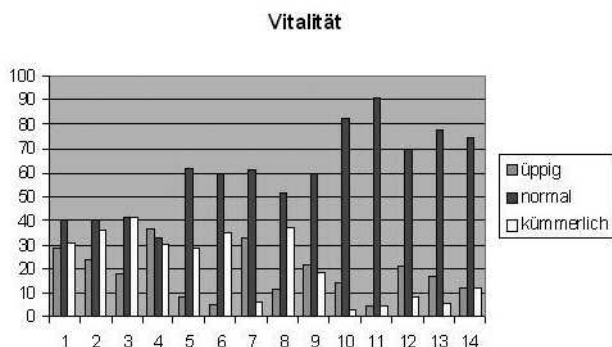


Abb. 5. Die Vitalität der Bäume auf den Versuchsflächen
5. ábra A fák vitalitása a mintaterületeken

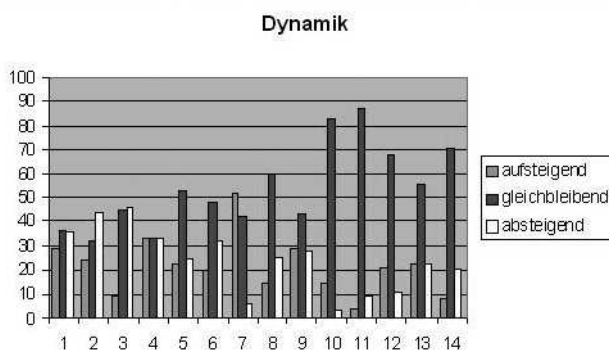


Abb. 6. Die Dynamik der Bäume auf den Versuchsflächen
6. ábra A fák növekedési dinamikája a mintaterületeken

Die Höhenklassenverteilung zeigt viel Ähnlichkeit mit den Hochwäldern (Mehrschichtigkeit). Die Schichtzahl beträgt in den meisten Fällen zwei und mit der mancherorts besser entwickelten Strauchschicht sogar drei. Die Mehrheit der Bäume (70%) ist in eine Klasse einzuordnen, sie haben ungefähr die gleiche Höhe (wie in Niederwäldern). Die restlichen 30% der Bäume repräsentieren eine zweite Schicht, welche nicht vorhanden wäre, wenn die Bäume wie gewöhnlich alle 15 bis 25 Jahren geerntet geworden wären.

Die einzelnen Baumkronen sind verschiedenen Klassen (lang-, mittel-, kurzkronige bzw. beschädigte/abgestorbene Kronen) zugeordnet. Es ist nachzuweisen, dass die langen, spindelförmigen Kronen den Kronenraum effizienter ausnutzen als Bäume mit breiten ausladenden Kronenformen. Außerdem soll die Krone für eine gute Stabilität länger als ein Drittel der Baumhöhe sein (SCHÜTZ 2003). Die Ergebnisse zeigen, dass 40% der Bäume eine kurze Krone haben ($<1/4$ h), 37% besitzen eine mittellange Krone (die Kronenlänge schwankt zwischen $1/4$ und $1/2$ h) und mehr als ein Viertel der Bäume sind langkronig ($1/2 < h$). Stark beschädigte oder abgestorbene Kronen haben knapp 7% der untersuchten Bäume. Die Kronenform ist teilweise auch von den waldbaulichen Behandlungen abhängig (SCHÜTZ 2003).

Die Schiefe des Baumes ist aus der Sicht der Wertholzerzeugung bzw. der Stabilität wichtig. Bei mangelnder Pflege können die Konkurrenzsituationen so ausgeprägt sein,

dass die schwächeren Bäume während des Wettbewerbs um das Licht unterdrückt werden und in der zweiten Schicht bleiben oder, wenn sie stärker sind, in die Lücken wachsen, die die herrschenden Bäume nicht ausgefüllt haben. So entwickeln sich ziemlich schiefe, aber dennoch vitale Bäume. In den Niederwäldern sind diese Konkurrenzverhältnisse nicht so ausgeprägt, sofern sie in der üblichen Umtriebszeit (i.d.R. max. 40 Jahre) bewirtschaftet sind. Der Anteil der schiefen Bäume ist in den untersuchten Beständen gering, dort ist jeder siebte Baum betroffen.

Bei der Gesundheitszustandsanalyse wurde festgestellt, dass 78% der Bäume gesund sind bzw. keine sichtbaren Schäden erkannt werden können. Eine Ausnahme bildet die Elsbeere, bei der der Anteil der beschädigten Bäume fast 50% erreicht.

Bei dem Totholz muss man zwei Parameter berücksichtigen: einerseits die Qualität, andererseits die Quantität des Totholzangebotes. Aus der naturschutzfachlichen Sicht ist das stehende Totholz für die xylobionten Käfer und die verschiedenen Vogelarten (z.B. für Spechte) wichtiger als der liegende Anteil. In den einzelnen Beständen ist die Verteilung sehr unterschiedlich. Sie ist abhängig von den im Waldbestand durchgeführten Pflegemaßnahmen. Normalerweise sollte der Niederwald kaum einen Totholzanteil haben, aber weil wir über durchgewachsene Stockausschlagwälder reden, bei denen die Überführungsmaßnahmen teilweise schon durchgeführt sind, gibt es mancherorts relativ viel. Die Spanne geht von 0 bis 360 Totgehölze/ha; 60% sind stehend, 40% liegend.

Um die Biodiversität der Niederwälder besser erschließen zu können, wurden auch ergänzende Vegetationsaufnahmen (Frühlings- und Sommeraspekte) durchgeführt. Es wurden über 120 Arten auf den 14 Versuchsflächen registriert, darunter keine Rote-Liste-Arten. Die Artenzahlen schwanken zwischen 13 und 67.

Nach der Analyse der Ergebnisse kann man feststellen, dass diese Wälder dank des regelmäßigen Eingreifens des Menschen und dem damit verbundenen günstigen Lichthaushalt viel artenreicher sind als andere Waldformen. Im Hinblick auf das Artenspektrum ist die Dynamik aus kleinflächig räumlich und zeitlich wechselnder, schlagweiser Bewirtschaftung entscheidend, wodurch sich eine charakteristische Abfolge von Licht und Schattenphasen ergibt (WINKEL et al. 2005). Die intensive Nutzung verändert die Flora und Fauna der Wälder. In den ersten Jahren nach dem Kahlschlag profitieren die ruderalen und einjährigen Pionierarten. In der Lichtphase der jungen Niederwaldschläge folgen diesen die Schlagflugesellschaften, danach kommen die Saumarten und mit zunehmenden Schlussgrad werden die Saumarten durch die Stockausschläge abgelöst (HOCHHARDT 1996, 1997). Das erhöhte Lichtangebot kommt den Strauch- und Edellaubbaumarten zugute. Diese Arten sind die Linde, die Kirsche und die Sorbus-Arten (MANTEL 1990). Die kurze Umtriebszeit vereinfacht das Überdauern der Anlage der Samenbanken der Pionier- und Vorwaldstadienarten (ROSSMANN 1996). Laut POTT (1996) schafft die Niederwaldbewirtschaftung eine Existenzgrundlage für Arten wie Speierling, Elbeere oder Wildbirne und die Möglichkeit ihr Areal zu vergrößern. Deswegen sieht er die Niederwälder als schützenswerte Biotope an, die erhalten und entwickelt werden müssen.

Die Untersuchungen von REIF (1996) in Oberfranken (Bayern) unterlegen auch die große Artenvielfalt der Niederwälder. Er hat insgesamt 307 Gefäßpflanzenarten in sechs Gesellschaften mit zusammen 20 Ausbildungen in Niederwäldern erfasst, was 10% der in Deutschland vorkommenden Pflanzenarten ausmacht. Dazu kommen noch die Flechten, Moose und Pilze.

Das Klima des Untersuchungsgebiets begünstigt die Vielfalt der Flora. Es kommen Arten aus (sub)mediterranen und aus den eurasisch-(sub)atlantischen Regionen vor (LICHT 1971, SPELSBERG 1984). Für die linkrheinischen Niederwälder hat MANZ (1993, 1994) einen Anteil von 20% aller in Rheinland-Pfalz heimischen Farn- und Blütenpflanzen ermittelt. Er widerspricht damit der Aussage von SCHMITHÜSEN (1934), die Niederwälder würden sich durch floristische Armut auszeichnen. Laut SCHMITHÜSEN besteht der Zweck der Niederwaldbewirtschaftung primär in Förderung der ausschlagfähigen Gehölze. So würden im Unterwuchs euryöke Arten bestehen bleiben und stenöke Arten verschwinden. Im Gegensatz dazu fand MANZ unter der Flora einige Arten der Roten Liste. Er stufte davon unabhängig weitere Waldpflanzen als potenziell gefährdet ein, wie z.B. die Gewöhnliche Berberitze (*Berberis vulgaris*), die Pfirsichblättrige Glockenblume (*Campanula persicifolia*), den Französischen Ahorn (*Acer monspessulanum*) und die Elsbeere (*Sorbus torminalis*). Durch die Aufgabe dieser Waldbewirtschaftungsform kämen diese Arten nur noch als Relikte vor. 15 Jahre nach der Untersuchung von MANZ kommen die von ihm genannten Arten auch auf unseren Versuchsfeldern vor. Elsbeere (*Sorbus torminalis*), Französischer Ahorn (*Acer monspessulanum*) und Berberitze (*Berberis vulgaris*) sind z.B. innerhalb eines Bestandes zu finden. Außerdem wurden noch einige Besonderheiten entdeckt, beispielsweise die zwei Orchideen: Männliches Knabenkraut (*Orchis mascula*) und Bräunliche Nestwurz (*Neottia nidus – avis*).

Touristische Potenziale der Niederwälder

Am Beispiel des Niederwaldes lassen sich viele Aspekte im Themenfeld Nachhaltigkeit, Multifunktionalität, Kulturhistorie sowie Integration von Schutz und Nutzung hervorragend aufzeigen, wodurch sich für fremdenverkehrsgeprägte Kommunen mit Niederwäldern ein attraktives touristisches Potenzial ergeben könnte (Abb. 7). Gegenwärtig werden diese Möglichkeiten jedoch in aller Regel noch nicht genutzt. Um diese Chancen am besten auszunutzen, ist es wichtig zu wissen, welche Ansichten (z.B. Toleranz der Kahlschlagsflächen) die Touristen über die Niederwälder haben. Als Methode wurde dafür eine Befragung von Touristen, Bürgermeistern, Verbandsvertretern und Waldbesitzern gewählt, welche dieses Jahr im Herbst (in der Ferienzeit) oder spätestens im kommenden Frühling durchgeführt werden soll. So könnte man sich als Ergebnis vorstellen, dass ein auf die traditionelle Niederwaldbewirtschaftung aufbauendes Konzept (z.B. ein traditionell aufgebauter Kohlenmeiler, Lehrpfade, interaktive Führungen, verschiedene Veranstaltungen usw.) das touristische Leben aktivieren könnte.

In der Vorbereitungsphase haben wir uns hauptsächlich auf das Sammeln wichtiger kulturhistorischer Informationen aus der Sicht des Tourismus konzentriert. Dazu ein paar Hinweise: Vermutlich schon die Kelten haben die niederwaldartige Betriebsform genutzt. Sie fingen an, das „wilde“ Land in diesem Gebiet zu kultivieren. Diese hochentwickelte Bevölkerung nutzte großzügig die Gaben der Natur und veränderte mit Eingriffen das Erscheinungsbild der Landschaft. Der enorme Holzbedarf veranlasste wahrscheinlich die Kelten zur Erfindung des planmäßigen Niederwaldbetriebs (HACHENBERG 1992, LANUV 2007). Es ist trotzdem unklar, wer die Niederwaldwirtschaft eingeführt hat. Wir wissen auch davon, dass die Römer Edelkastanienniederwälder und „silvae caeduae“



Abb. 7. Rheinblick. Die Niederwälder prägen den Landschaftscharakter vielerorts in Rheinland-Pfalz, auch an den Hängen des Rheins

7. ábra Panoráma a Rajnáról. A sarjerdők Rheinland-Pfalzban meghatározó elemei a tájnak

(„geschlagene Wälder“) hatten (HASEL 1985, HAUSRATH 1928). Bis heute zeigen zahlreiche archäologische Funde vieles über die Existenz beider Bevölkerungsgruppen auf (z.B. Wehranlagen, Hügelgräber und andere Gegenstände), was dieser Region Deutschlands eine unschätzbare kulturhistorische Bedeutung verleiht.

Außer wertvollen archäologischen Funden prägen zahlreiche Burgen die Landschaft, ebenso wie der Weinbau, der seit langer Zeit eine große Rolle bei der Existenzgrundlage der Bevölkerung spielte. Früher verlief der Weinbau Hand in Hand mit dem Stockausschlagwald. Der Niederwald produzierte das Pfahlholz für den Weinbau und hat die Rebfläche vor Kaltluftschäden bewahrt.

Die ästhetische Bedeutung der Region ist nicht zu vernachlässigen. Im Frühling und im Sommer ist die Vielfalt des Blütenreichtums der Pflanzen beträchtlich, und im Herbst bezaubert die Laubverfärbung der Bäume die Naturfreunde. Der kleinräumige Wechsel von Wäldern, Weinbergen, Felspartien, engen Tälern und schluchtartigen Nebentälchen ist unvergesslich für die Touristen.

Danksagung

Ich bedanke mich bei Herrn Prof. Dr. Werner Konold, dass er mir die Möglichkeit gegeben hat, dieses Projekt zu bearbeiten. Mein besonderer Dank gilt auch Herrn Dr. Csaba Centeri, der mich als mein ehemaliger Betreuer immer wieder motiviert.

Literatur

- ANONYMUS 2004: Die zweite Bundeswaldinventur. Das Wichtigste in Kürze. Die Homepage von dem Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (<http://www.bundeswaldinventur.de>)
- EDER W. 1989: Bedeutung und Bewirtschaftung der Stockausschlagwälder im Binger Wald. AFZ 44: 12-13.
- FAY G. 2006: Stabilität von Stockausschlagswäldern an Rhein und Mosel. Diplomarbeit, Universität Freiburg.
- GROHS M. 2007: Historische Entwicklung der Haubergbewirtschaftung im nördlichen Westerwald am Beispiel der Gemarkung Selbach. Diplomarbeit, Fachhochschule Weihenstephan.
- HACHENBERG F. 1992: 2000 Jahre Waldwirtschaft am Mittelrhein. Selbstverlag des Landesmuseums Koblenz, Koblenz.
- HASEL K. 1985: Forstgeschichte. Ein Grundriss für Studium und Praxis. Parey Verlag, Hamburg/Berlin.
- HAUSRATH H. 1928: Beiträge zur Geschichte des Nieder- und Mittelwaldes in Deutschland. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 104: 346–348.
- HOCHHARDT W. 1996: Vegetationskundliche und faunistische Untersuchungen in den Niederwäldern des mittleren Schwarzwaldes unter Berücksichtigung ihrer Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz. Dissertation, Universität Freiburg.
- HOCHHARDT W. 1997: Vegetation und Fauna der Niederwälder des Mittleren Schwarzwaldes. AFZ 52: 672–674.
- KREMER B-P. 1997: Lebensraum aus Menschenhand. RVDL-Verlag, Köln.
- LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NÖRDRHEIN-WESTFALEN (LANUV) 2007: Niederwälder in Nordrhein-Westfalen. Beiträge zur Ökologie, Geschichte und Erhaltung. Martina Galunder-Verlag, Recklinghausen.
- LICHT W. 1971: Die Vegetation des Naturschutzgebietes Lemberg/Pfalz. Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv: 149–194.
- MANTEL K. 1990: Wald und Forst in der Geschichte: ein Lehr- und Handbuch. Ulmer Verlag, Alfeld/Hannover.
- MANZ E. 1993: Vegetation und standörtliche Differenzierung der Niederwälder im Nahe- und Moselraum. Pollichia-Buch 28. Selbstverlag der Pollichia, Bad Dürkheim.
- MANZ E. 1994: Bedeutung der linksrheinischen Niederwälder für den Naturschutz. AFZ 49: 1123–1125.
- NIEMÖLLER R-M. 2007: Die Elsbeere. Eine rarität im Wald und auf dem Holzmarkt. Landpost 21: 47.
- PARDÉ J. 1979: Entwicklung, Stand und Zukunft der Forschung über die Durchforstung in Frankreich. Forstwiss. Cbl. 98: 110–119.
- POTT R. 1996: Biotoptypen. Schützenswerte Lebensräume Deutschlands und angrenzender Regionen. Verlag Ulmer, Stuttgart.
- REIF A. 1996: Die Nieder- und Mittewälder der Eierberge in Oberfranken: Flora, Vegetation, Bewirtschaftung und Bestandsdynamik. Ber. Naturwiss. Ges. Bayreuth: 169–272.
- REIF A., COCH T., KNOERZER D., SUCHANT R. 2001: WALD. In: KONOLD W., BÖCKER R., HAMPICKE U. (Hrsg.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Landsberg (Ecomed) (4. Ergänzungslieferung 3/2001): Kap VIII-7.1.
- ROSSMANN D. 1996: Landschaftspflegekonzept Bayern. Lebensraumtyp Nieder- und Mittelwälder. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU) & Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) (Hrsg.).
- SCHERZINGER W. 1996: Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- SCHMITHÜSEN J. 1934: Vegetationskundliche Studien im Niederwald des linksrheinischen Schiefergebirges. Tharandter Forstliches Jahresbuch 85: 197–217; 225–264.
- SCHÜTZ J-PH. 2003: Waldbau I. Die Prinzipien der Waldnutzung und der Waldbehandlung. Skript vor Vorlesung Waldbau I. ETHZ, Zürich.
- SCHWAB P. 2001: Elsbeere. Projekt für Förderung seltener Baumarten. Professur Waldbau ETHZ. Eidg. Forstdirektion BUWAL.
- SPELSBERG G. 1984: Bedeutung des Mittel- und Niederwaldes für den Artenschutz. Der Forst- und Holzwirt 39: 312–313.
- SUCHOMEL C., KONOLD W. 2008: Niederwald als Energiequelle – Chancen und Grenzen aus Sicht des Naturschutzes. Ber. Naturf. Ges. Freiburg i. Br. 98: 61–120.
- WINKEL G., SCHAICH H., KONOLD W., VOLZ K-R. 2005: Naturschutz und Forstwirtschaft: Bausteine einer Naturschutzstrategie im Wald. Naturschutz und Biologische Vielfalt 11. BfN-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag, Münster.

A SARJERDŐK TERMÉSZETVÉDELMI ÉS TURISZTIKAI ÉRTÉKEI

HELFRICH Tímea

Albert-Ludwigs Egyetem (Freiburg, Deutschland), Institut für Landespflege
79106 Freiburg, Tennenbacherstr. 4., e-mail: timea.helfrich@landespflege.uni-freiburg.de

Kulcsszavak:sarjerdő, természetvédelem, turisztika

Összefoglalás: A nagy kiterjedésű, összefüggő, egykoron sarjerdőként művelt erdőterületek a mai napig jelen vannak Németországban. Bajorország után Rheinland-Pfalz tartomány rendelkezik a legnagyobb területtel (160.000 ha) belőlük. A sarjerdőszerű üzemmód során a fákat kis parcellákban, 15–25 (max. 40) éves vágásfordulókban tarra vágják, miközben az újulat nem magról, hanem gyökér-, illetve tősarjról szaporodik. A sarjerdőszerű gazdálkodás a 20. század elejéig nagy hagyománnyal rendelkezett a térségben, majd a megváltozott gazdasági viszonyok miatt a legtöbb helyen feladásra kényszerültek ezek a területek. Mára száraló erdőket, illetve 60–80 éve nem használt „túlkoros sarjerdőket” találunk a helyükön. A sarjerdőszerű gazdálkodási módra a túlevélű fafajok nem alkalmasak, kizárólag a lombos fák. Mivel minden fafajnak más a sarjadó képessége, így nem mindegyik reagál jól a hosszútávú fokozott igénybevételre. Nagyon jól sarjadak a gyertyán, a gesztenye, a hárs, a mogyoró, illetve a juhar fajok, közepesen a tölgyek, a nyír, a vadgyümölcs és a berkenye fajok, kevésbé jól, illetve nehezen a bükk. Összehasonlítva más erdőgazdálkodási üzemmóddal a kedvezőbb fény- és hőháztartási viszonyok miatt a sarjerdők jóval fajgazdagabbak. A természetvédelmi értékek mellett a kultúrtörténeti és gazdasági potenciáljuk sem elhanyagolható. Manapság egyre nagyobb igény mutatkozik a megújuló energiaforrások iránt, így az egyik lehetséges felhasználási forma a sarjerdőkből származó nyersanyagok, a tüzfaként való hasznosítás.

A projekt fő célkitűzése választ adni arra a kérdésre, hogy a mai gazdasági viszonyok között milyen lehetőségek adóttak az egykori sarjerdők használatára, figyelembe véve a társadalmi és ökológiai igényeket is.

AZ EURÓPAI HÁRS-KULTUSZ ÁTTEKINTÉSE ÉS A DUNÁNTÚL LEGNAGYOBB HÁRSFÁI

TAKÁCS Márton, MALATINSZKY Ákos

Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet,
Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: benwallace88@freemail.hu, Malatinszky.Akos@kti.szie.hu

Kulcsszavak: hárs, kultusz, védett, dendrometria, legnagyobb fák

Összefoglalás: Az európai és a hazai hárs-kultusz áttekintését adjuk. Amint a régi időkben, úgy ma is előszere-ttel kapcsol a néphit legendákat, történeteket, neves személyeket a hársfákhoz. Munkánk során olyan dunántúli hársfákat vizsgáltunk meg, melyek amellet, hogy legendákat őriznek, méreteik, alakjuk és koruk miatt is elismerést érdemelnek. A dendrológiai mérések alapján Magyarország legnagyobb élő fája az ötvöskónyi kastélyparkban álló nagylevelű hárs. A szökedencsi temetődombi kislelevelű hársfa két főtörzsének együttes mérésekor az ötvöskónyinál nagyobb értéket kaptunk, azonban az alacsony elágazás miatt ezt az egyedet hát-rébb soroltuk. A süttöi hársat ritka összefogás övezi. A Magyar Nemzeti Múzeum megalapításának emlékére ültetett sopronhorpácsi kislelevelű hárs ugyanakkor méltatlanul elhanyagolt. A nagyeceni hársfasor, bár sokat veszített egykori szépségéből, még mindig Európa egyik legszebb fasora.

Bevezetés

A fákat, és különösen a hársakat, mindig nagy tisztelet övezte. A különböző népek időről-
időre legendákat, történeteket, regéket fűztek, neveket kapcsoltak hozzájuk. Korunk nagy
hársfái esetében nem egyszer találkozunk Mátyás király, Rákóczi, Széchenyi nevével,
hogy csak a legnagyobbakat említsük. Egyes fák amellet, hogy legendákat őriznek,
dendrometriai és botanikai szempontból egyaránt érdekesek és értékesek, koruk, alakjuk,
méreteik alapján különlegesen.

A természetvédelem fontos feladata, hogy épségben megőrizze az ország különböző
tájain fellelhető több száz éves, legendás fákat. Ezek közös jellemzője, hogy egyik fő
értéküket egyedi megjelenésük adja (KENYERES és TILDY 1960). Meghatározzák a tájképet
és megjelennek a környék lakóinak néprajzi, történelmi vonatkozású emlékeiben, esetleg
hiedelemvilágában. Egyes fák magas koruk és méreteik miatt érdemelnek védelmet.
Vannak külföldről származó fafajok, melyek ritkaságuk miatt érdemlik meg a kitéüntetett
figyelmet. Mások a gazdasági átalakulás miatt bizonyos helyeken ma már ritkaságszámba
mennek. Megint másokat különösen szép növésük, alakjuk, esetleg a normálistól eltérő
fejlődésük emeli a természet ritkaságai közé. Egyesekhez a nemzet történelmével kap-
csolatos emlékek fűződnek, másokhoz népmondák, népregék kapcsolódnak (KAÁN 1931).
Ez utóbbiakat már csak azért is érdemes megőrizni, mert ezzel elősegíthetjük a haza
szeretetének ápolását. Ezeknél a történeteknél nem a hitelesség a kiválogatás szempontja,
sokkal inkább a kultúr-megnyilvánulás (BALOGH 1957).

Hazánkban kevés munka közöl az egyes nevezetes fákra vonatkozó átfogó, részletes
ismereteket. Azok a munkák, amelyek részletesek, nem terjednek ki sok egyedre, viszont
amelyik gyűjtőmunka széles körű, nem kellően részletes. Szórványosan találhatóak infor-
mációk KAÁN (1931), BALOGH (1957), KOPASZ (1976, 1978), SZÁNTÓ (1978), GARAMI

(1993), KAPOCSY (2000), valamint RAKONCZAY (1996, 1997) művében. PÓSFAI (2005) könyve és az interneten elérhető adatbázisa (<http://>) táblázatokban, fajonként elkülönítve gyűjti össze hazánk legnagyobb törzskerületű egyedeit.

Anyag és módszer

Az európai hárs-kultusz történeti áttekintésére, alakulására vonatkozó vizsgálatainkat különböző tudományterületekről begyűjtött, gyakran nem természettudományos iránnyalúságú irodalmi források feldolgozásával végeztük.

A Dunántúl legnagyobb hársfáinak felméréséhez PÓSFAI (2005) táblázatából választottuk ki méreteik alapján az ötvöskónyi, a szökedencsi, a sopronhorpácsi és a süttöi fákat, valamint a nagycenki hársfasort.

Az adatgyűjtés során a fákhöz kötődő legendákat, neves személyiségeket és a hozzájuk kapcsolódó helyi történeteket, valamint a fák múltbéli és jelenlegi állapotának, a felmerülő egészségügyi problémák kezelésének és azok körülményeinek jellemzőit írtuk össze. Adatközlőink dr. Kováts Lajos, a Nagyatádi Kórház Pszichiátriai Osztályának főorvosa; ifj. Komári József, Szökedenc polgármestere; Czermann János, Süttö polgár-mestere; Ivánkovich Ottó, Nagycenk polgármestere; Gintli Zoltán, Sopronhorpács nyugalmazott iskolaigazgatója; valamint Bartha Dénes, a Nyugat-magyarországi Egyetem intézetigazgató egyetemi tanára voltak.

A dendrológiai adatok felvételénél a törzskerület, a törzsátmérő, a koronaátmérő, valamint a magasság mérésére koncentráltunk. A törzskerületet mellmagasságban, a talajszinttől számított 130 centiméteres magasságban mértük. A koronaátmérőt a törzsát-mérő kétszeri (d_1 , d_2) és a koronasugár négyszeri (r_1 , r_2 , r_3 , r_4) mérése után egy egyszerű képlettel számítottuk:

$$\text{Koronaátmérő} = \left(\frac{r_1 + r_2 + r_3 + r_4}{4} \times 2 \right) + \frac{d_1 + d_2}{2}$$

A nagy törzskerület gyakran több tíz méteres magassággal párosul, amelynek pontos kiszámítása általában nehézkes. A magassági értékek éppen ezért általában becslött értékek, de véleményünk szerint ezek alapján nem érdemes a fákat ilyen szinten elkülöníteni. A törzskerület ennél sokkal egyszerűbben mérhető, szilárd alapot ad a sorrend elkészítésére.

Eredmények és megvitatásuk

A hárs-kultusz

„Valamikor réges-régen a fák voltak az istenek lakóhelyei, és az egyszerű falusi nép a környék legmagasabb fáját az ősi hiedelemnek megfelelően még ma is valamelyik istennek szenteli.” – írja PLINIUS (1987). A görög és a római mitológiában a fáknak gyógy-gyító, végzethozó, reinkarnáló szerepet tulajdonítottak (SZABÓ 1973). OVIDIUS (1975) megénekli a fák gyűlését, a felsorolt fajok között jelen van a hárs is. Fontosságát bizonyítja, hogy a görög mítoszokban a hárssal azonosítják azt a Philürát, aki a mitológia egy másik jelentésében a Tejút istennője. A Tejutat jelképező világhársfa odvának tartották azt a szigetet, ahol Philüra gyermeke, Kheirón kentaur született. Kheirón csodálatos gyógyító erejét anyjától kapta, aki a hárs jelképe (SZABÓ 1973).

A szláv *lipa* (hárs) szó eredete a görög mítoszok továbblépését mutatja. A mediterrán hegyvidék és tengermellék mézelő hanganövényét, a cserjés hangát (*Erica arborea*) a méhistennőnek, Aphroditének szentelték. A nyári napforduló, június 21-e egybeesik a méhekkirajzásának idejével. Közép-Európában a szláv szerelemistennőnek, Kraszopának a fája, a hárs töltötte be a cserjés hanga szerepét, mert ennek egyik legfontosabb ajándéka ugyancsak a méz. Az akác közép-európai megjelenése előtt a hársak virágzásuk idején, júniusban, a napforduló körüli időben a legfontosabb méhlegelők voltak. Valószínű, hogy a délszlávok ezért nevezték el a június hónapot a hársfáról (*lipa*=hárs, *lipanj*=június) (KONKOLYNÉ 1997).

Az ókor és a középkor népei hitték, hogy a fában szellemek lakoznak. LÁSZLÓ Gyula kutatásai szerint az erdei cseremiszek a halottak emlékére hársfabotot vágtak, és azzal úgy bántak, mint az élő személlyel. Világfaként jelenik meg a hárs a germán Nibelung-legendában. Az eposz hőse, Siegfried a hárs világfa tövében lakó sárkányt úgy öli meg, hogy a sárkánybarlang elé máglyát rak, és a szörny a füstben megfullad. Siegfried sárkányszírral bekeni magát, ettől sebezhetetlen lesz, kivéve a lapockáján, ahová egy hársfalevél tapad – a hárs szív alakú levele a háton a szívnek megfelelő helyre került. Megkülönböztetett, szent fája a hárs a viking, illetve a germán mitológiában Freyának is, a szerelem, a természet és az élet virulása istennőjének. A hárs jókedvet fakaszt, kilombosodása a tavaszt, a természet megújulását jelzi. Az ősi germánok azért is tartották törzsi gyűléseiket a hársligetekben, mert azt hitték, hogy a hársfákba nem csap a villám (KONKOLYNÉ 1997). A lovagi költészet növényesztimológiájában a kora középkor paradicsomi almafáját és a keresztfát a szerelem fája váltja fel. Ez a francia trubadúrok énekében még rózsafa, a német lovagok dalaiban pedig már hársfa (KERESZTURY 1961). A hárs a korszak heraldikai elemei között is megjelenik, így például arany hársfalevelek díszítik Luxemburgi Zsigmond fekete sastollas sisakdíszét.

Számos híres fát – s főképp hársfát – kapcsolt a néphit a magyar történelem nagy alakjaihoz, vagyis a hárs jelentős szerepet játszik a magyar fakultuszban is (RAPAICS 1929). A szlovákiai Madon található hárs mondáját BÉL (1735) feljegyzéseiből ismerjük: a csallóközi község határában álló öreg hársfa tövében Mátyás király gyakran megpihent utazásai során. A király és kíséretének megvendéglése sok pénzbe került a falunak, ezért a fát kivágták, azt remélve, hogy ezután az uralkodó is elmarad. Amikor Mátyás ismét a vidékre jött, és nem találta kedvenc fáját, haragjában törvénybe foglaltatta, hogy a királylátás tiszteletére méltatlanná lett madiak és ivadékaik soha semmilyen kintüntetésben nem részesülhetnek. A Mátyás-emlékfák közül ma is él még a felvidéki bajmóci hárs. A néphit a történelmi személyekhez kötődő emlékfákat évszázadok múltán gyakran időben közelebbi, élő alakokhoz köti. Így örökölte meg Mátyás fainak jó részét a hársakat különös becsben tartó Rákóczi fejedelem. Maga I. Rákóczi György a zborói birtokáról írt levelet így keltezte: „Datum sub centum tiliis”, azaz „Kelt a száz hárs alatt” (RAPAICS 1940).

A reneszánsz kor magyar királyi kertjeit OLÁH (1568) feljegyzéseiből ismerjük. Mátyás visegrádi kertjének leírásában a két megnevezett fafaj a fűz és a hárs. A reneszánsz kertkultúra által kedvelt kerti búvóhelyeket kezdetben Európa-szerte fákra építették. A jól alakítható koronájú hársak különösen alkalmasak voltak filagória kialakítására, és a 17. századi magyar kertekben ugyancsak szép számmal találhatunk fákra épített házakat (RAPAICS 1940).

Az első magyarországi hársfasor valószínűleg Mátyás már említett visegrádi kertjét díszítette. A későbbiek során a 17–18. században egyre többet telepítettek, köztük a már

említett zborói 100 hársból álló allét. Több kastélykertben az épületek átalakításához kapcsolódik a fasorok ültetése. A barokk kor abszolutizmust tükröző kertművészetében a nagy parkok térrendszerét meghatározó tengelyeket létesítettek, ezek kapcsolták össze a környező táj látványát a kerti képpel. Ezáltal kitágították, megnövelték a rendezett teret. A kert és a táj összekapcsolásának egyik eszköze az épített kert határain túl folytatódó fasorok telepítése lett. Lenyűgözően szép hársfasor állt a Moson megyei Köpcsényben. Az erdélyi Bonchidán az 1750-es évek végén a kastély nyugati oldalán ívelő hídtól indulóan telepítettek három sugárirányban rendezett, csaknem 1000 m hosszúságú hársfasort (RAPAICS 1940). A hazai hársfasorok között talán méltán nevezhető legjelesebbnek a bonchidaival majdnem azonos időben ültetett nagyeceni hársfasor.

A barokk kertek helyébe a 18. század utolsó harmadában hazánkban is a tájképi stílus lépett. Az építészeti jellegű (architektonikus) franciakerteket részben átalakították, de sok újonnan kialakított gyönyörű gyűjteményes kert létesült. Több kertleírás számol be hársfacsoportokról, és tájképi kertjeinkben, arborétumainkban ma is állnak hatalmas méreteket elérő egyedek. A városi sugárutak építése Európában még a barokk városrendezési koncepció jegyében kezdődött. Ezek mentén hárs-, platán- és bokrétafasorokat telepítettek. Emellett fásított terek és sétányok, valamint közparkok létesültek. A 18. század végétől kezdődően hazánkban is megkezdődött a városi utak és terek fásítása. Az első belvárosi sétány fáinak telepítését a Duna-parton 1789-ben kezdte meg a pesti városi tanács a pesti hajóhid hídfőjénél. „A fasorban padok vannak elhelyezve, ahová esténként csapatostul tódul a pesti közönség, hogy fiatal hársfák árnyékában élvezhesse a természet szépségeit és gyönyörködjék a hajóhid forgalmában.” – írja SCHAMS Ferenc Pest város és Magyarország leírása című munkájában (SCHAMS 1821).

Nyelvtanilag vizsgálva a *hársfa* szó a finnugor korból származik. Az 1400 körüli időkre datált Schlagli-szójegyzék *has faként* említi. A *has* és a *hás* a hámló kéregnek faháncs jelentésére utal. A könnyen fesható hársfaháncs hasznosításához kötődnek a következő szólások: *Addig hántsd a hársfát, amíg feslik* (Mindent idejében kell elvégezni); *Feslik a hárs* (Jól megy a munka); *Hársat hántok a hátából* (Ellátom a bajját). A hársfa virágából főzhető tea, a szárából készülő orvosi szén gyógyhatása, valamint a hársmez és a háncs sokrétű felhasználhatósága miatt különleges szerepet tölt be a népek életében. Gyakran, talán a tisztelet jeleként megjelenik egykori és mai helynevekben, mint Hárskút, Somogyhárság, Zalaháshág, Hársalja, Hárshegy, Hárság stb. (KONKOLYNÉ 1997).

A felmért fák

A Nagyatádhoz közeli Ötvöskónyi kastélyparkjában található hazánk – mellmagassági törzskerület és törzsátmérő szerint – legnagyobb fája, egy nagylevelű hárs (*Tilia platyphyllos*). Történetéhez a falu lakóinak emlékezetében számos história fűződik. A szájhagyomány szerint a tatárok elől menekülve ennek a fának a tövében húzta meg magát IV. Béla. Egy még kevésbé hihető történet szerint egyidős a honfoglalással. A faluban található tábla Héthárs névvel jelzi, melynek háttérében az áll, hogy egyes elképzelések szerint a területen hét hársfa állt, és a hét vezér emlékét őrizte egykoron, az ő nevükben óvták a környéket. Egy másik, tudományosabb elképzelés szerint (DETRICH 2008) a fa hét sarj összenövéséből keletkezett, de ezt egyetlen szakértő sem merte eddig teljes bizonyossággal kijelenteni. Kora 300–350 év körüli, amelyből következik, hogy a kastély első uralkodója, Chernel Gyula ezt a fát is megvásárolta a területtel együtt az 1890-es években. A 19–20. század határán egy villámcsapás következtében szétnyílt, törzse

szinte teljesen elpusztult. Odvában több ember is kényelmesen elférne, ide kapcsolódó legenda, hogy Chernelné asszony a két világháború között kártyapartikat rendezett a fa hús belsejében. Az 1950-es évek közepe táján egy cigány család húzta meg magát benne átmenetileg, és az általuk rakott tüztől a fa kigyulladt, belseje teljesen, koronája és ágai részben leégték (KOVÁTS ex verb.). Mára csak egy üres palást, azonban még mindig minden évben dúsan virágzik, hatalmas lombot nevel, meglepve ezzel a környéken lakókat. Törzsátmérője a megmaradt palástot tekintve 4 m, koronaátmérője pedig 22 m. Magassága 18–20 m, mellmagasságban mért kerülete 1057 centiméter, amellyel hazánk legnagyobb törzskerületű fája. Mivel semmilyen szintű védelem alatt nem áll, kezelési terv és ápolási javaslat nincs rá vonatkozóan. Mindezek ellenére a 2,6 hektár területű park és benne e fa és környezete ápolat, tiszta. Az élősködők is tiszteletben tartják, kártételnek külső nyoma nincs. Rendkívüli különlegesség, egyedi védelmet érdemel.

A Kis-Balatontól a Drávaig húzódó erdőségbe ékelődő Szökedencsen találjuk Somogy megye másik matuzsálemét, a temetődombi kislevelű hársat (*Tilia cordata* – egyes művekben ezüsthársként [*Tilia tomentosa*] szerepel). A 18. század előtt a falu a jelenlegi temető köré csoportosult, csak jóval később települtek be az emberek a védettebb területre. Talán ennek köszönhető, hogy fennmaradt hazánk egyik legszebb fája. A fa kora a helyi polgármester elmondása szerint 700 év körüli, ebből adódóan egészségügyi problémák is felléptek nála. Törzse odvasodni kezdett, egyes ágai a sokszor szeszélyes időjárás közepette letörték. A kezelése során a sérült ágakat eltávolították, a két főtörzset ún. kobra-módszerrel összekötötték, amellyel sikerült megakadályozni, hogy az odvas főtörzsek a lomb súlyától összeroppanjanak. Néhány éve leveleit hernyók lepték el, melyeket a kiálló gyökerekbe fecskendezett ellenanyaggal sikerült visszazorítani (KOMÁRI ex verb.). A fa a tövénél kettéválik, két főtörzsre ágazik, melyek már önmagukban is kiemelkedő méretekkkel rendelkeznek. Törzsének átmérője átlagosan 3,7 m, koronaátmérője 24 m, magassága pedig mintegy 19 m. Két főtörzs közül a nagyobbik mellmagasságban (130 cm) mért kerülete 723 cm, a kisebbiké 533 cm. A két törzs együtt mérve 1148 centiméteres kerületet ad. Méretei alapján elfoglalt helyét többféleképpen értékelhetjük. Amennyiben az alacsony elágazás miatt „több törzsű” egyednek tekintjük, a listán jóval hátrébb szorulna, viszont ha „egésznek” vesszük a fát (és legtöbbször így is történik), akkor a szökedencsi temetődombi hárs hazánk legnagyobb élő fája. Helyi szintű védettséget élvez. Környéke tiszta, rendezett. Alakja, kora és méretei alapján az országban egyedülálló példány.

Neves történelmi személyiség ültette a Kisalföld nyugati peremvidékén fekvő Sopronhorpács hársfáját. 1772-ben, a Széchényi-kastély építésével egy időben kezdték meg a környék fainak kivágását és a terület parkosítását. 1802-ben Széchényi Ferenc a nemzetnek ajánlotta fel könyvtárát és gyűjteményeit, s e nevezetes eseményt emlékfá, a kastély déli bejáratával szemben látható kislevelű hárs (*Tilia cordata*) ültetésével tette emlékezetesebbé. Ez a legenda Csapody Gyulától származik, akinek jó barátja volt a kastély komornyikja (GINTLI ex verb.). A fa ezek szerint viszonylag fiatal, ennek köszönhetően egészségügyi problémákkal nem küzd. Oldalágai messzire elnyúlnak a törzstől, elfekszenek, némelyik már le is gyökerezett, ún. fiók-fákat létrehozva. Magassága 20 m, átlagos törzsátmérője 2,5 m. Lombkoronája szabálytalan, átlagos átmérője 28 m. A törzs mellmagasságban mért kerülete 602 cm. A kastély és parkja kincstári tulajdon, kezelése nem megoldott. Egykor szervezet működött a park kezelésére, ápolására, azonban az engedély nélküli tevékenység felhagyására a község felszólítást kapott. Azóta a park

sínylódik, a fát nem ápolják, a kaszálás ritka, az aljnövényzetet nem kezelik, a növényzet sok helyen áthatolhatatlan. Ugyanakkor a terület több mint fél évszázada országos szintű védelemmel rendelkezik: az Országos Természetvédelmi Tanács 1954-ben a Széchenyi-kastély parkját védetté nyilvánította.

Legenda fűződik a Komárom megyei süttői nagylevelű hárszhoz (*Tilia platyphyllos*). A közhiedelem Rákóczi fájának tartja, a falubeliek elmondása szerint azonban a fejedelem nem járt itt, „csak” Vak Bottyán kuruc vezér és csapatai (CZERMANN ex verb.). A fa a falut átszelő főút melletti parkban áll, nem lehet nem észrevenni. Egykor a fa árnyékában is zajlott a messze földön híres süttői kőfaragás, amelyről korabeli képeslapok, fotók tanúskodnak. A helyiek már ekkor nagy becsben tartották a fát, Hősök parkjaként körbe is kerítették. Kora nem tisztázott, becslések szerint 420 éves (BARTHA ex verb.). Az évszázadok során állapota sokat romlott, törzsében hatalmas üreg tátongott, ágai letörték, helyükön odúk maradtak. Az üregeket műanyag gyantával öntötték ki, majd lezárták, ezek nyomai a mai napig észrevehetők. Mindezekről eltekintve egészségi állapota jó. Alsó ágai a földig érnek, legyökeresedtek. Magassága 15–18 m, törzsátmérője 2–2,5 m. Koronaátmérője hatalmas, 32 m. Kerülete 739 cm. Helyi szintű védelmet élvez. Bár a környék ápolása rendszeres, a fához nem szívesen nyúlnak, hagyni szeretnék úgy nőni, ahogy a faóriásnak tetszik.

Nagycenken találjuk hazánk legszebb fásorát, a híres hársfasort. Az 1750-es években gróf Széchenyi Antal kastély és a kor divatja szerint franciakert építésébe kezdett. A kastélytól távolabb eső területek ekkor már nem voltak mocsarasak, sikeresen lehetett rajtuk növényt telepíteni. Ekkor ültetette e hatalmas allét Széchenyi Antal és felesége, Barkóczy Zsuzsanna (IVÁNKOVICS ex verb.). Történelmi jelentőségére utal a következő leírás: „A fák, melyek mellett nem egyszer haladt el a hazája sorsa felett való tépelődéseivel és maró gondjával gróf Széchenyi István” (KAÁN 1931). A fásor körülbelül 2600 m hosszú, 20 m széles, az egyedek tótávolsága 7 m. Az eredetileg ültetett 600 db kislevelű hársból (*Tilia cordata*) mára 400-nál is kevesebb maradt, az új telepítésükkel együtt. Az eredeti állomány mérési eredményei alapján megállapítható, hogy a törzsátmérő 1,5–2,5 m, a koronaátmérő 8–17 m, a törzsátmérő 310–380 cm között változik. A sor teljesen egyenes, bárhol állunk is benne, tisztán láthatjuk a szemben álló kastélyt. A kettős fásor jellegzetes példája volt az ún. allée vert-nek, amelynek közepén zöld gyepfelület húzódott, s csak a két szélén tapostak ösvényt. A területet ekkor még a lehető leggazdaságosabb módon, juhokkal kezelték. A zöld gyepfelület máig megmaradt, azzal a különbséggel, hogy a közepén húzódik egy kitaposott keskeny út. Az időközben elpusztult egyedek helyére újakat telepítettek. Nagycenk Nagyközség és a Tanulmányi Erdőgazdasági Zrt. közös kezelése után az egykori lugasserű, hatalmas összeérő lombsátor eltűnt, helyén (mint az a mérési adatokon jól látszik) kis koronaátmérőjű egyedek találhatók. A hársfasort az Országos Természetvédelmi Tanács 1942-ben védetté nyilvánította, 2003 óta pedig a Fertő kultúrtáj részeként a Világörökség része. Mivel a kastély parkja, és a park tengelyének folytatásaként felfogható hársfasor állami kezelés alatt áll, ápolása nehézségekbe ütközik. Az említett rekonstrukciós munkák óta az állami kezelés elmaradt, a község jogilag nem vehet részt az ápolásban.

Mint az a fentiekből következik, a területek kezelése a tulajdonjogi viszonyok függvénye. Az országban sok helyen találni állami tulajdonú védett területeket. Talán a magas szám miatt, talán a napjainkra jellemző elhanyagolás, felhagyás eredményeként, az olyan kis területek, mint a védett fák előfordulásai, hátrányt szenvednek. A rendszeres ápolás elmarad, pedig ezek az öreg óriások többet érdemelnek. Nagy fáinkat nem övezi kellő – helyi vagy országos – figyelem.

Irodalom

- BALOGH A. 1957: Magyarország nevezetes fái. Mezőgazdasági Könyvkiadó, Budapest. pp. 1–11.
- BÉL M. 1735: Az újabbkori Magyarország történeti-földrajzi leírása. Bécs-Amszterdam.
- DETRICH M. 2008: Háromszáz éves az ötvöskényi hárs. *Somogyország* 2008.01.08: 16.
- GARAMI L. 1993: Képes Útikalauz – Védett természeti értékeink. Medicina Könyvkiadó, Budapest. pp. 35–36.
- KAAÁN K. 1931: Természetvédelem és természeti emlékek. Révai Testvérek Irodalmi Intézet Részvénytársaság, Budapest. pp. 30–51.
- KAPOCSY GY. 2000: A magyarság nevezetes fái. Helikon Kiadó, Budapest.
- KENYERES LAJOS, IFJ. TILDY ZOLTÁN (1960): Védett természeti ritkaságaink. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. pp. 5–8.
- KERESZTURY D. 1961: Walther von der Vogelweide válogatott versei. Magyar Helikon, Budapest.
- KONKOLYNÉ GY. É. 1997: Évezredes hárskultusz. Élet és tudomány 1997(33): 1032–1035.
- KOPASZ M. 1976: Védett természeti értékeink. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- KOPASZ M. 1978: Védett természeti értékeink. Második, átdolgozott, bővített kiadás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- OLÁH M. 1568: Hungária – Athila. In: Kulcsár P. (szerk.) (2000): Modern kiadás. Osiris Kiadó, Budapest.
- OVIDIUS, P. N. 1975: Átváltozások. Európa Kiadó, Budapest.
- PLINIUS, S. 1987: Historia Naturalis. Natura, Budapest.
- PÓSFALY GY. 2005: Magyarország legnagyobb fái. Alexandra Kiadó, Budapest. pp. 13–20.
- RAKONCZAY Z. 1996: Szigetköztől az Őrségig. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- RAKONCZAY Z. 1997: Göcsejtől Mohácsig. Mezőgazda Kiadó, Budapest. pp. 119.
- RAPAICS R. 1929: Öreg fák, ősi legendák. Természettudományi Közlöny 1929(61): 721–735. p.
- RAPAICS R. 1940: Magyar kertek – A kertművészet Magyarországon. Természettudományi Kiadó, Budapest.
- SCHAMPS F. 1821: Pest város és Magyarország leírása. Pest.
- SZABÓ GY. 1973: Mediterrán mítoszok és mondák. Kriterion Könyvkiadó, Bukarest.
- SZÁNTÓ G. 1978: A szép tájú Somogy. Somogy Megyei Tanács, Kaposvár.

Internetes helyek:

HTTP1: <http://dendromania.hu/index.php?old=falistak>

OVERVIEW OF THE EUROPEAN LIME TREE CULT AND
THE GREATEST LIME TREES OF THE HUNGARIAN TRANSDANUBIA

M. TAKÁCS; Á. MALATINSZKY

Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management
H-2103 Gödöllő, Páter K. 1., Hungary
e-mail: benwallace88@freemail.hu; Malatinszky.Akos@kti.szie.hu

Keywords: lime, cult, protected, dendrometry, greatest trees

An overview of the European and the Hungarian lime tree cult is given. As in the past, the folk legends still like to switch histories, notable persons etc. to the lime trees. We examined those lime trees in the Transdanubia, Hungary that besides keeping legends, deserve recognition because of their size, shape and age as well. According to the dendrometrical measurements, the greatest tree of Hungary is a large-leaved lime in the castle park of Ötvöskónyi. Although measuring the two main trunks of the old lime tree of Szókedencs together resulted in a greater value than the one in Ötvöskónyi, this tree has to be not the greatest one due to the low offset. The lime of Süttő is surrounded by a rare local unity. However, the lime tree planted to commemorate on the foundation of the Hungarian National Museum in Sopronhorpács is uncared, regrettably. The lime alley in Nagycenk, although it has lost much of its former beauty, is still one of the most beautiful alleys in Europe.

TÁJÉPÍTÉSZETI KUTATÁSI FELADATOK A MAGYARORSZÁGI ZÖLDUTAK FEJLESZTÉSÉNÉL

BÁRCZINÉ KAPOVITS Judit, CSEMEZ Attila, SALLAY Ágnes
Budapesti Corvinus Egyetem, Tájépítészeti Kar,
Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék, 1118 Budapest, Villányi út 35–43.
e-mail: attila.csemez@uni-corvinus.hu

Kulcsszavak: zöldút, helyi társadalom, tervezési szabályozási rendszer, tájépítéset, tájérték, tájtörténet, tájszerkezet, zöldfolyosó

Összefoglalás: Az utóbbi másfél évtizedben több zöldút alakult Magyarországon, és továbbiak kialakítására van igény. A fő cél a nemmotoros közlekedés számára alkalmas útvonalak létesítése vagy kijelölése és további működtetése, a nemzetközi gyakorlatban elterjedt „Greenways” mintájára. A létrejött zöldutak sokfélék: mind a külföldi mind a magyarországi zöldutak a táji adottságoknak és a helyi igényeknek megfelelően egyéni hangsúlyokat is hordoznak, lehetővé téve ezzel az egyes tájakra jellemző sajátosságok kiemelését. A már kijelölt zöldutak fennmaradásához és továbbiak létrehozásához azonban Magyarországon még hiányzik a zöldutak megfelelő jogi és műszaki szabályozása. A jelen közleményben, a magyarországi zöldutak – elsősorban a Budapesti Agglomeráció területén alakuló Buda Vidék Zöldút - tapasztalataiból és külföldi példák elemzésével javaslatot szeretnék tenni a zöldutak hazai tervezési szabályozási rendszerének kidolgozására.

Bevezetés

Előzmények

Az első zöldutak az egészséges életmód lehetőségeinek bővítése céljából születtek, az Amerikai Egyesült Államokban. Az 1970-es és az 1980-as évek elején az amerikai társadalom jelentős csoportjai felismerték, hogy a rohamosan növekvő motorizáció mozgásszegény életmódhoz, és ezzel az egészségügyi problémák fokozódásához vezet. Ennek a folyamatnak pedig káros gazdasági következményei is vannak. 1987-ben létrejött az Amerika Természetért Bizottsága (President's Commission on American Outdoors), amely javaslatot tett a nemmotoros közlekedésre alkalmas zöldút hálózat megteremtésére (FOLTÁNYI 2005). A zöldútvonalak, zöldúthálózat tervezésével Julius Fabos, magyar szár-mazású tájépítész professzor és tanszéki munkatársai (University of Massachusetts, Amherst) kezdtek foglalkozni. Elsőként az óceán és a nagyvárosok között terveztek széles, növényzettel kísért zöldutakat, amelyeken egymástól elválasztott sávokban közlekedhettek gyalogosok, kerékpárosok, lovasok – mindegyik sávban a használatnak legjobban megfelelő útburkolati kialakítással. A megépült zöldutak használatát folyamatosan, módszeresen figyelték, és azt tapasztalták, hogy a zöldútvonalak kedveltté és elterjedtté váltak (NATURAL 2002). (pl. egy 2,2 km hosszú folyómenti zöldút forgalma Lincolnban, 2000-ben 460 000 látogató volt.)

Európában több ország dolgozik saját zöldút programján. Az amerikaihoz hasonló szemlélettel, de a helyi elvárásoknak és lehetőségeknek megfelelően terveztek és alakítottak ki nagyszerű példáknak tekinthető zöldutakat Angliában, Franciaországban és Ausztriában. Az egyes országok közötti tapasztalatcsere érdekében 1998-ban megalakult az Európai Zöldút Szövetség (European Greenway Assosiation) (FOLTÁNYI 2005). Az angliai zöldutak szakirodalmának eddigi vázlatos áttekintése során kitűnt, hogy milyen fontosnak tartják azt, hogy a zöldút fogalma megjelenjen a jogi- és politikai rendszer

különbféle szintjeiben. Kiemelkedő eredmény például a helyi hatóságok számára készült Zöldút kézikönyv (Greenways Handbook), amely tartalmazza a zöldutak kialakításának céljait és eszközrendszerét, számos esettanulmány bemutatásával (NATURAL 2002).

Az első közép-európai zöldutat Csehországból indulva építették az 1990-es években (Prága–Bécs Zöldút). A cseh példa hatására megalakult a Közép-európai Zöldutak Szövetsége (Central European Greenways), amelynek működtetője a Lengyelországban, Csehországban, Magyarországon, Romániában és Bulgáriában is működő Ökotárs Alapítvány. Az alapítvány a helyi civil közösségek zöldút kezdeményezéseit támogatja, és kiemelt célja a szomszédos országok közötti zöldutas kapcsolatok létrehozása. A zöldutakhoz kapcsolódóan a helyi gazdaság élénkítésével kívánják a zöldutak fenntarthatóságát biztosítani (FOLTÁNYI 2005).

Magyarországi zöldutak

Az első magyarországi zöldút az Ipolymenti Zöldút volt, amely a Krakkóból induló és Besztercebányán keresztül Párkányig futó Borostyánkő Zöldút folytatása. Az Ipoly-menti Zöldút később Duna-Ipoly Zöldúttá alakult, a Budapest – Vác – Szob között megépült aszfaltos kerékpárúthoz csatlakozva. A Duna-Ipoly Zöldút egyik fő célja az „aszfaltcsík élővé tétele” volt. A váci Magosfa Alapítvány munkájával a táj értékeit, helyi termékeit és helyi szolgáltatóit bemutató tájékoztató táblákat helyeztek el a zöldút mentén. Később az aszfaltos kerékpárúttól elszakadó útvonalakat is kijelölték. A Duna-Ipoly Zöldúthoz olyan tanösvények, pihenőhelyek is kapcsolódnak, amelyeket a 15 éve kezdett „Vác a Gyakorló Város” program keretében alakítottak ki egyetemi hallgatók bevonásával, a Budapesti Corvinus Egyetem Tájvédelmi- és Tájrehabilitációs Tanszékének irányításával. (pl. Gyadai tanösvény, déli vízmű, Burgundia, Buki-sziget).

Civil szervezetek munkájával jelölték ki és mutatják be tájékoztató táblákkal a Duna-Ipoly Zöldúthoz kapcsolódó Örökségeink Útján Zöldutat és a Sopron környéki Három Táj Zöldutat. Jelenleg kialakítás alatt van a Föld Szíve Pilisi Zöldút, a Cserhádi Zöldút, a Tanya-Kör Zöldút Kiskunmajsja közelében és a BudaVidék Zöldút a Zsámbéki-medencében.

A Budapesti Agglomeráció területéhez tartozó BudaVidék Zöldút létrehozása során felmerült problémák és megoldási lehetőségek nagy része további zöldutak tervezése számára is általánosítható lehet. A Budavidéki zöldút szakmai támogatása érdekében együttműködés alakult ki a civil szövetség és a Budapesti Corvinus Egyetem Tájépítészeti és Területfejlesztési Tanszéke között. A 2009/2010-es tanévben a tanszék irányításával 7 települészöldútvonalaival kapcsolatos tájhasználati konfliktusokat, lehetséges feloldásukat, valamint a tájfejlesztési lehetőségeket vázoltuk végzős hallgatók bevonásával.

Zöldutakhoz kapcsolódó tájépítészeti feladatok

A zöldutak történetének rövid áttekintéséből látható, hogy az adott igényektől és a lehetőségektől függően sokféle tájépítészeti feladat kapcsolódhat a zöldutak kialakításához.

A BudaVidék Zöldút egyik kezdeményezőjeként, a zöldút létrehozása érdekében megalakult BudaVidék Zöldút Szövetség koordinátoraként és tájépítész szakmai támogatójaként az eddigi tapasztalatok elemzésével és további kutatásokkal alátámasztva PhD tanulmányomban a következőket szeretném vizsgálni a magyarországi zöldutakra vonatkozóan:

- Hogyan biztosítható a már kijelölt illetve a jövőben kijelölhető zöldutak hosszútávú fennmaradása?
- Milyen szakági tervezési kapcsolódások vannak a zöldutak tervezése során?
- Hogyan alakítható ki hatékony kapcsolat a helyi lakosság értékes táji tudása és a tájtervezés között?
- Milyen tájépítészeti eszközökkel lehet új zöldutak létrejöttét elősegíteni?
- Milyen szempontok szerint valósítható meg a zöldutak tervezési szabályozása?

Zöldutak illesztése a területi tervezéshez

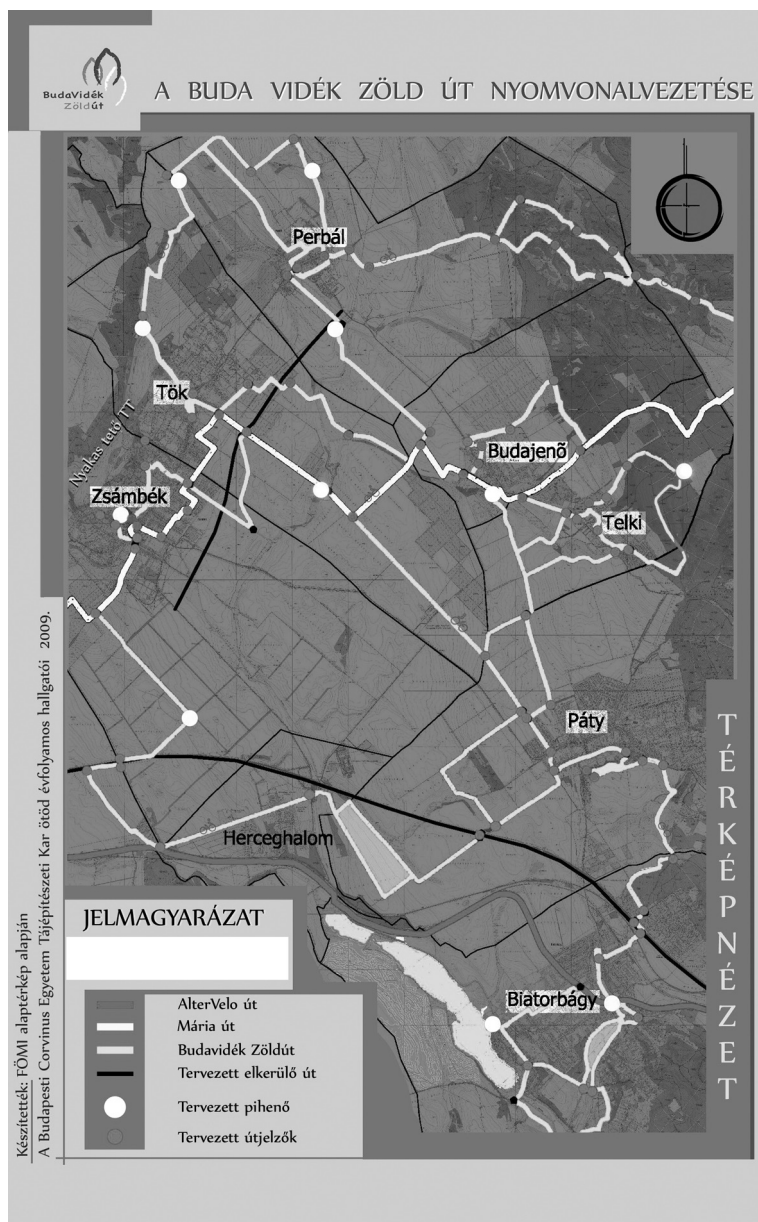
A tervezett BudaVidék Zöldút a Zsámbéki-medence 12 települését összekötő, a forgalmas közutaktól elszakadó, kerékpározásra alkalmas úthálózat. Az úthálózat gerincét szántóföldi táblák között haladó régi szekerutak – egykor történelmi útvonalak – alkotják. A tulajdonosokkal és a kezelőkkel egyeztetett szakaszokat a BudaVidék Zöldút Szövetség irányításával régi határkövekre emlékeztető útjelző oszlopokkal jelöltük meg. A hagyományos tájszerkezeti elemként is értékes úthálózat hosszú távú fennmaradását azonban csak az biztosíthatja, ha az úthálózat a területi tervezés különféle szintjein megjelenik – különös tekintettel a Budapesti Agglomerációban zajló és tervezett fejlesztésekre.

A BudaVidék Zöldúthoz hasonlóan a többi zöldút fennmaradásához is szükséges, hogy azok legalább a helyi területrendezési tervekben megjelenjenek, és így, például a települések forgalmi terhelését csökkentő elkerülő utaknál a közút - zöldút csomópont megoldása tervezési feladat legyen. Új zöldutak létrejöttét pedig segítheti, ha a tájtörténeti jelentőségű útvonalak kutatása, azonosítása után azok a területi tervezés folyamatában értékes tájszerkezeti elemként szerepelnek – akár lehetséges zöldútvonalakként is.

Szakági tervezési kapcsolatok a zöldutak tervezésénél

A BudaVidék Zöldút 2007. áprilisi kezdeményezésének egyik fő motivációja az volt, hogy a kerékpározás iránt jeletkező egyre nagyobb igény ellenére kerékpáros úthálózat tervezése addig nem történt a Zsámbéki-medence területére. Új, aszfaltos kerékpárúthálózat kiépítése – az aránylag nagy beruházási költségigény miatt – a helyi társadalom számára reménytelennek tűnt. Az Ökotárs Alapítvány Zöldút pályázatán kiírt célkitűzés: „nem-motoros útvonalak kijelölése” viszont megvalósíthatónak tűnt. A pályázati részvétel érdekében megalakítottuk a BudaVidék Zöldút Szövetséget, majd az addig ismert és a később bejárt új útvonalak kiválasztásával kezdtük tervezni a zöldúthálózatot.

2009-ben a Budaörsi és Pilis-Buda-Zsámbék kistérségek megbízásából kerékpárút tanulmányterv készült a BudaVidék Zöldútban is résztvevő 12 település területére. A tanulmánytervben a BudaVidék Zöldutat önállóan is megvalósítható, a kerékpárúthoz opcionálisan kapcsolódó részként szerepeltették. Általánosságban elmondható, hogy a jövőben a zöldutak a szilárd burkolatú, maximalizált lejtéssel tervezhető kerékpárutak mellett – azokhoz kapcsolódó, esetleg azokat helyettesítő – olyan „lazább”, kevésbé kötött műszaki paraméterekkel tervezhető útvonalak lehetnek, amelyek elsődleges tervezési szempontjai a táji értékek felfűzése, a kapcsolódás a táj ökológiai rendszereihez, a környezetbarát megoldások alkalmazása, valamint a kis beruházásigény.



1. ábra A BudaVidék Zöldút tervezett úthálózata
Figure 1. The planned road system of BudaSide Greenway

A BudaVidék Zöldút jellemzően mezőgazdasági és erdőgazdasági területek között halad. A további fejlesztések során olyan javaslatok kidolgozása nyújthat jó megoldásokat, amelyek összhangban lehetnek a szükséges mezőgazdasági tájfasítási és vízgazdálkodási tervekkel, a mezőgazdasági utak fenntartási rendszerével, valamint az erdőgazdálkodási fejlesztési elképzelésekkel is.

Több tervezett útvonal értékes régészeti lelőhelyeket is érint. A régészekkel lehetséges együttműködés eredményeképpen a zöldutakhoz kapcsolódóan régészeti bemutatóhelyek is kialakíthatók lehetnek.

A Zsámbéki-medencében számos, mozaikszerűen megjelenő, védelemre érdemes növénytársulás és állati élőhely található. Ezek botanikai felmérése, és lehetőség szerint összefüggő zöldfolyosóvá alakítása ökológiai szempontból is értékesebbé teheti a zöldútvonalakat és környezetüket.

Az egyes zöldutak területén sajátos arculati elemcsaládok tervezhetők a táj karakteréhez illő, lehetőleg helyi építőanyagokból (útjelzők és egyéb irányjelzők, tájékoztató táblák, tanösvények bemutató táblái, piheőhelyek berendezési tárgyai stb.) Az arculati elemeket érdemes egy-egy táj meglévő építészeti-arculati elemeihez illően megtervezni.

A teljes területükön biztonságosan és kényelmesen használható zöldutak turisztikai csomagok részei is lehetnek, a zöldúthasználathoz kapcsolható szolgáltatásokkal együtt. A turisztikai programcsomagok konfliktusmentes működtetését segíthetnék a várható hatásokat feltáró tájvizsgálatok és az azokra épülően kidolgozható zöldútfejlesztési tervek.

A helyi társadalom tudásának beépítése a tájtervezés folyamatába

Az 1989-ben alakult civil szervezetek – a Zsámbéki Medence Tájvédelmi Egyesület és a Biatorbágyi Tájvédő Kör – tagjai kutatni kezdték a tájtörténeti értékeket, többek között a történelmi útvonalakat is. Kutatásuknak köszönhetően ismertté váltak a Nagykovácsit Zsámbékkal összekötő „Fehér útként” ismert, és a Pátyot Tökkel összekötő „Nagyútként” ismert, feltételezhetően római kori kereskedelmi út ma is megtalálható nyomvonalai is. Emellett a Zsámbéki-medence régi és új lakói körében terjedni kezdett az önállóan vagy szervezett keretek között felfedezett, kerékpárral többé-kevésbé járható utak spontán használata is. A Budavidéki zöldúthálózat így a patinás egyesületek kutatómunkájának eredményéből, a kerékpáros útvonalakat kereső helyi lakosság felfedezéseiből és a további közös bejárások tapasztalataiból született meg.

A Zsámbéki-medence civil egyesületei a történelmi útvonalak mellett számos más tájértéket kutattak fel és mutatták be helyi újságokban és kiadványaikban: a Békáspatak vízgyűjtő területéhez kapcsolódó ökológiai folyosó-rendszert, magas vízállású réteket, madarak és kétéltűek fészkelőhelyeit, stb. – több esetben olyanokat, amelyek szakirodalomban nem szerepeltek (Fésű 1990).

A helyi társadalom tudása olyan értéket képvisel, amely nélkül sok esetben nemcsak a zöldúttervek, hanem általában a tájépítészeti tervek hiányosak, vagy elavult adatokat tartalmazók lehetnek.

Új zöldutak létesítésének elősegítése

A helyi civil szervezetek kezdeményezései mellett célszerű lenne országos szinten, tájtörténeti és tájhasznosítási megközelítéssel kutatni a lehetséges zöldútvonalakat. Potenciális zöldutak lehetnek például a Zsámbéki-medencéhez hasonlóan feltárható egykori szekérutak, évtizedek óta felhagyott vasútvonalak (pl. a régi vasút nyomvonala Biatorbágyon), árvízvédelmi gátak (pl. az Örökségeink Utján Zöldút Ipolymenti szakasza). Figyelemre méltó a Budapesti Corvinus Egyetemen készülő diplomamunka is, amelynek témája a zöldútfejlesztési lehetőségek vizsgálata a római limes mentén. Zöldutak részei lehetnek

a gyér forgalmúvá vált régi főutca (pl. Budajenő, Páty, Tök), régi főútvonalak (volt 100-as út Biatorbágy és Herceghalom között), szervizutak – ezek esetében folya-matosan figyelemmel kell kísérni a motoros forgalom változását.

Zöldutak tervezési szabályozása

Az eddig kijelölt magyarországi zöldutak meglévő kerékpárúton (Duna-Ipoly Zöldút) vagy meglévő, kerékpározásra is alkalmas útvonalakon (Örökségeink útján, BudaVidék Zöldút, Három Táj Zöldút) található. Használatuk elsősorban kerékpáros, néhány szakaszon gyalogos és kerékpáros közlekedésre alkalmas. A Duna-Ipoly Zöldút a Dunán lehetséges vízi túrázást is a zöldútvonalak közé sorolja. A BudaVidék Zöldúton felmerült lovas útvonalak kijelölése is, a további tervezések során a lovas útvonalak közül valószínűleg néhány szakasz a gyalogos-kerékpáros zöldúttól függetlenül, néhány szakasz pedig ahhoz kapcsolódóan alakítható ki (BUDAI 2007).

A zöldutak tervezési szabályozásában elsőrendű feladat a hazai zöldutak tervezésben használható definíciójának, valamint a kialakíthatóság műszaki, biztonsági és ökológiai feltételeinek meghatározása a kívánt használati módok szerint.

A jövőben felmerülhet az Egyesült Államokbeli zöldutak mintájára tervezhető, széles, önálló sávokkal tervezhető gyalogos-kerékpáros- lovas használatú zöldutak létrehozása is, melyekre tervezési irányelvek kidolgozása válik szükségessé. Ebben az esetben a kialakításhoz jelentős anyagi háttérre is szükség lehet, hiszen az új funkcióra kialakítható, kiszélesített földutak vagy zöldútra átalakítható földrésztetek tulajdonosi-kezelői viszonyai is megváltoznának.

A hosszútávú fennmaradás és fenntarthatóság érdekében bármilyen típusú zöldút esetében szükséges, hogy a nyomvonalak a területi tervezés különféle szintjein szerepeljenek.

Kutatási feladatok

A Magyarországon létrehozott zöldutak fennmaradása, valamint a jövőben tervezhető zöldutak kialakítása érdekében a zöldutak jogi és műszaki szabályozására van szükség. Javaslatom szerint első lépésként meg kell határozni a tervezés számára használható zöldút-fogalmat. A definíció megalkotásához jó alapot nyújtanak a külföldi példák és a hazai zöldutak kialakításának tapasztalatai. Következő lépésként csoportosítani kell a zöldutakat a meglévő és a tervezhető használat szerint (gyalogos, kerékpáros, lovas, vízi, illetve vegyes használat). A meglévő és a tervezhető zöldutakra vonatkozóan minimális és optimális megoldást jelentő mintakeresztszelvényeket, valamint zöldutas pihenőhely-mintákat kell meghatározni, különös tekintettel a zöldfelületi fejlesztés lehetőségére. A további kutatások tapasztalatai alapján egy zöldúttervezési műszaki irányelv megalkotása válhat szükségessé. A meglévő és a tervezhető zöldút nyomvonalakat a területi tervezés különféle szintjeiben szerepeltetni kell.

A hazai zöldúttervezés jogi és műszaki rendszerének bevezetésére ajánlott tanulmányomat elsősorban a BudaVidék Zöldút tapasztalatainak elemzésével, és más hazai és külföldi zöldutak tervezési folyamatainak megismerésével, valamint a zöldutak kialakításához kapcsolódó szakmai konzultációkkal szeretném elkészíteni.

Irodalom

- CSEMEZ A., KOLLÁNYI L., KOVÁCS K., ROSIVALL E., SALLAY Á. 2000: Dél-Budakörnyéki Zöld Öv Pilot Projekt, Szent István Egyetem, Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék, Budapest.
- NATURAL ENGLAND (szerk.) 2002: Greenways Handbook, Scheffield.
- FOLTÁNYI Zs. (szerk.) 2005: Zöldutak Magyarországon, Ökotárs Alapítvány, Budapest.
- BUDAI K. (szerk.) 2007: Zöldútravaló, Ökotárs Alapítvány, Budapest.
- FÉSŰ J. (szerk.) 1990: Egyedi tájértékek a Zsámbéki-medencében, Zsámbéki Medence Tájvédelmi Egyesület, Tök.

LANDSCAPE ARCHITECTURAL RESEARCH AND DEVELOPMENT OF GREENWAYS IN HUNGARY

J. BÁRCZINÉ KAPOVITS, A. CSEMEZ, Á. SALLAY
Corvinus University of Budapest, Faculty of Landscape Architecture,
Department of Landscape Planning and Regional Development
H-1118 Budapest, Villányi út 35–43., e-mail: attila.csemez@uni-corvinus.hu

Keywords: greenway, local society, planning regulatory system, landscape architect, landscape value, landscape history, landscape stucture, green corridor

Abstract: There were many greenways developed in the last decade in Hungary, and there are demands to develop further ones. The main aim is to lay out or to design non-motorized routes and to operate them, an example international „Greenways”. The developed greenways are various: they have individual properties in accordance with local conditions and demands in Hungary and abroad as well. Consequently, there is an opportunity for highlighting the local peculiarities of the landscapes. Nevertheless, there is an absence of the legal and technical regulation for the maintenance of the designated and establishing of new greenways. In this contribution we would like to suggest the development of a regulation system for the design parameters of greenways. It is based on the experiences achieved during the establishing of Buda Region Greenway in the agglomeration of Budapest and by citing international examples.

FELHAGYOTT SZŐLŐK BOTANIKAI ÉS TÁJTÖRTÉNETI VIZSGÁLATAI AZ ÉSZAKI-CSERHÁTBAN

MRAVCSIK Zoltán¹, HARMOS Krisztián², MALATINSZKY Ákos¹

¹Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet,
Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék, 2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.
e-mail: mravcsikz@freemail.hu, Malatinszky.Akos@kti.szie.hu

²Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, 3301 Eger, Sánc u. 6.

Kulcsszavak: felhagyott szőlő, természetvédelmi érték kategóriák, védett növénytaxonok, Északi-Cserhát, tájtörténet

Összefoglalás: Az Északi-Cserhát öt településének külterületén vizsgáltunk meg minden olyan (összesen 12), szőlőművelés alól kivett területet, amelyekről hiteles történeti és aktuális adatokat sikerült összegyűjteni. A tájtörténeti vizsgálatok során a szőlőtermesztés Kárpát-medencei fejlődésének tükrében elemeztük Nógrád megye szőlőgazdálkodásának történetét. Összehasonlítást adunk az országos változások és a vizsgált kistérségi (Kishartyán, Sóshartyán, Ságújfalu, Nógrádmegyer, Etes települések közigazgatási területe) változásainak hasonlóságairól, különbségeiről. Minden mintaterületet önállóan is jellemeztük és értékeltük, így azok különbségei és hasonlóságai is megismerhetők. Munkánk során összesen 252 edényes növényfajt írtunk össze, ezen belül 12 védett (*Linum tenuifolium*, *Linum hirsutum*, *Astragalus exscapus*, *Orchis militaris*, *Orchis purpurea*, *Orchis morio*, *Aster amellus*, *Adonis vernalis*, *Stipa pulcherrima*, *Jurinea mollis*, *Pulsatilla pratensis* subsp. *nigricans*, *Ornithogalum pyramidale*), illetve 26 lokálisan értékes növénytaxont jegyeztünk fel a szőlőhegyekről. A felhagyott szőlők, mint féltermészetes élőhelyek jelentik az alapjait azoknak a másodlagos élőhelyeknek, amelyek az ember formálta tájban az ismertett értékeket hordozzák.

Bevezetés

Hazánk földrajzi adottságai lehetővé teszik a változatos, unikális fajokban is bővelkedő élőhelyek létét. Az ember is a természet része, így hatással van a többi alkotóra, általában túlságosan is. A folyamatosan, évszázadok alatt alakított felszínnek azonban számos esetben különleges értékek hordozóivá váltak. A szőlőhegyek az ország nagy részén már a középkor óta megtalálhatók. A szőlővel beültetett táj történeti alakulása az emberi közösségekkel kölcsönhatásban tűnik elénk (CSOMA 1997). A történelem során településeink többsége környékén kialakultak a szőlőhegyek.

Az Északi-Cserhátban általában minden település határában műveltek annyi szőlőt és gyümölcsöst, amennyi a közösség igényeit kielégítette. Napjainkban egy-két sor még előfordul a kertekben, de összefüggő, egész domboldalakat borító szőlősöket már nem látni. A határban egykor művelt parcellákon legfeljebb 1–2 tőkét találhatunk, ami igazolja az idősebb adatközlők elbeszéléseit. Néhány ilyen másodlagosan kialakult terület kiemelkedő értéket képvisel. A ma hazánkban megtalálható fajgazdag gyepek, sztyepprétek jelentős része hegylábperemi felszíneken, felhagyott szőlők és gyümölcsösök helyén alakult ki (ILLYÉS és BOLÓNI 2007). A felhagyott, ma már nem szőlőként jelölt területeken ritka fajokkal és természetközeli állapotú élőhelyekkel találkozhat a vizsgálódó személy. Cikkünkben Északi-Cserhátban belüli felhagyott szőlőterületek jelenlegi állapotát jellemezzük és értékeljük, valamint a felhagyások legfontosabb okait ismertetjük.

Anyag és módszer

Magyarország területének mintegy kétharmada mezőgazdaságilag hasznosított terület, ezért a különböző mezőgazdasági kultúrák környezetünk állapotára jelentős hatással vannak. Ahhoz, hogy egy táj természetvédelmi értékeit megismerjük, magát a tájat alakító tényezőket is meg kell ismernünk (ÁNGYÁN et al. 2003). Ahhoz, hogy a felhagyott szőlőkben lejátszódó folyamatokat jellemezni tudjunk, történeti és aktuális adatok gyűjtésére és összehasonlítására volt szükség.

Terepi vizsgálatainkat 2007 tavaszától 2009 őszeig végeztük Etes, Ságújfalú, Kis-hartyán, Sós-hartyán és Nógrádmegyer települések közigazgatási határain belül (1. ábra), amely körülbelül 7169 hektár összefüggő területet foglal magába. A települések összes külterületen lévő felhagyott szőlőterületei közül azokat dolgoztuk fel, amelyek tájtörténete a kutatások alapján hitelesnek mondható. A mintaterületeket a vegetációs időszak különböző időpontjaiban jártuk végig és az összes edényes növénytaxont feljegyeztük. Ezek megnevezésénél SIMON (2000) kötete volt irányadó. A dűlőnevek az 1:10000 EOVS rendszerű topográfiai térképeket követik.

Az egyes települések szőlőterületeinek elhelyezkedését, változásait a Nógrád Megyei Levéltárban, a Hadtörténeti Múzeum Térképtárában és a Nógrád Megyei Földhivatalban tárolt dokumentumokból, a katonai felmérések, kataszteri és egyéb földnyilvántartási térképek alapján, valamint helyi adatközlők elmondásaiból ismertük meg, de információt nyújtottak a községek iratai is (pl. ETES NAGYKÖZSÉG IRATAI, 1867-1960).

A szőlőhegyeket az összeírt növényfajok ismeretében BORHIDI (1993) munkájának felhasználásával jellemeztük a szociális magatartási típusok és a természetességi érték, illetve az ökológiai indikátorértékek szerint és SIMON (2000) munkájának felhasználásával természetvédelmi értékkategória szerint is. A védett fajok esetében a védettség tényének megállapítása a 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet alapján történt. A mintaterületek multi-variációs elemzését SYN-TAX programcsomaggal (PODANI 1994, 1997) végeztük el. Ennek során egy hierarchikus (clusteranalízis) módszert használtunk, ahol a fajok bináris előfordulását figyelembe vevő függvényt (Czekanowski-Sorensen) alkalmaztunk.

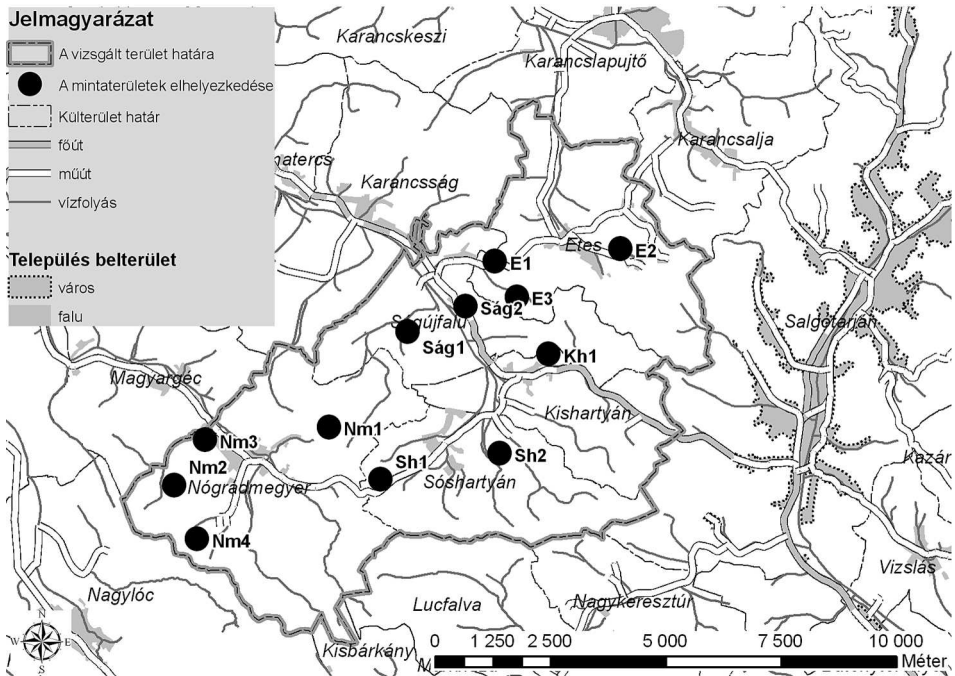
A természetföldrajzi besorolásnál KARÁTSÓN (2000) munkája volt irányadó, amely alapján a vizsgált települések az Észak-magyarországi-középhegység nagytáj Cserhátvidék középtájának Északi-Cserhát uralkodóan dombsági jellegű, de erősen tagolt, mozaikszerűen felaprózódott kistájában, ezen belül a Litke-Etesi-dombság és a Szécsényi-dombság kistáj-részletekben helyezkednek el. A földtani, domborzati, talajtani és vízrajzi viszonyok jellemzéséhez MAROSI ÉS SOMOGYI (1990), JUHÁSZ (1987), BARCZI (2004) és HARMOS (2008) munkája adott iránymutatást. A terület növényvilágára vonatkozó műveket saját adataival kibővítve HARMOS (2008) kéziratát foglalja össze, emellett a környékről több botanikai adatot közöl CSIKY (2004).

A Litke-Etesi-dombság 150 és 400 m közötti tszf-i magasságú hegységközi dombság. Az intenzív eróziós és deráziós folyamatok következtében felszíni csuszamlásokkal, suvadásokkal, eróziós völgyekkel szabdalt. A kiemelkedő felszínek gyakori alkotója a lajtaméskő. A talajerózió közepes mértékű, a vizsgált területek közelében néhol nagymértékű. A Szécsényi-dombság hasonló átlagmagasságú tagolt dombság, melynek gerincét,

Nógrádmegyer környékén az É-ÉNy – D-DK-i irányú andezittelérek adják. Ezeket keresztirányban eróziós völgyek darabolják. Az Északi-Cserhátot oligocén homokkővel, miocén slírral és tarka agyaggal borított dombok, andezitkúpok és telérek teszik változatossá. A peremeken szolifukciós vályog és lejtőlösz maradt fenn. Mindkét kistájat főként neogén üledékek építik fel. Jellemző a középmiocén slír és a lajtamészko, a Ménes-pataktól D-re pedig felsőoligocén agyagmárga és homok található, melyeket andezittelérek tagolnak. Az éghajlat mérsékeltén hűvös, mérsékeltén száraz. Az évi napfénytartam 1900 óra körül alakul. Az évi középhőmérséklet 9,0°C, a vegetációs időszakban 16°C körül alakul. Az évi csapadék átlagosan 610 mm, amelyből 360 mm hullik a vegetációs időszakban (MAROSI és SOMOGYI 1990). Jelentősebb vízfolyások a Ménes- és Dobroda-patak, valamint a Csitári- és a Szentlélek-patak. Az Északi-Cserhátban a talajok nagyjából egyharmada agyagbemosódásos barna erdőtalaj, közel fele barnaföld, míg a többi földes kopár, kovárányos barna erdőtalaj, fekete nyirok és réti talaj (BARCZI 2004).

Növényföldrajzilag a Pannóniai flóratartomány (*Pannonicum*) Északi-középhegység flóravidékének (*Matricum*) Nógrádi-flórajárásába (*Neogradense*) tartozik. Flórájában dominálnak a szubmediterrán – kontinentális flórahátások, kárpáti elemek kevéssé jelennek meg, de egyes élőhely-típusokban (bükkösök, gyertyános-tölgyesek, fészárszáz irtásrétek) erősebben jelentkeznek a hegyvidéki hatások. A Cserhát nagy részén fás vegetáció lehetett, valószínű, hogy a középhegységi cseres-tölgyesek (*Quercetum petraeae-cerris*) és a hegyvidéki gyertyános-tölgyesek (*Carici pilosae-Carpinetum*) voltak a leg-gyakoribbak, melyeknek mérete az emberi beavatkozás (erdőkielés, erdőhasználat, majd erdőgazdálkodás) következtében jelentősen lecsökkent és homogenizálódott. Jelenleg az akác (*Robinia pseudo-acacia*) térfoglalása a meghatározó, mellette a természetszerű élőhelyek folyamatosan zsugorodnak és már csak foltokban találhatóak meg. A Szécsényi-dombságban ezek a kis élőhely-szigetek a Cserhátban egyedülálló, értékes élővilágnak adnak otthont. Jelentősen alakította a tájat a szőlő- és gyümölcsstermesztés, valamint a legeltetés, amelyek mind az eredeti növénytakaró megszűnésével, illetve nagymértékű átalakításával jártak.

Az öt település szőlőgazdálkodásának megismeréséhez először a befoglaló közeg, a Kárpát-medence és Nógrád megye szőlőgazdálkodását tekintettük át. FEYÉR (1981) 1848-ig mutatja be a hazai szőlőtermesztési viszonyokat, CSOMA (1997) a táji változásokat helyezi előtérbe, GYULAI (1999) a szőlőtermesztést az agro-biodiverzitás változásán keresztül vizsgálja, BALOGH (1998) átfogó képet ad. SZOMBATHY (1976) a megyére és a Cserhátra vonatkozó adatokat közöl, melyekből a táj változásáról, alakulásáról információkat nyerhetünk. Megyei szintű tájjellemzést ad BOROVSKY (1911) is, míg települési szintűt MOCSÁRY (1826) és SHVOY (1875).



1. ábra A mintaterületek elhelyezkedése (Készítette: MRÁVCSIK és LANTOS, 2009)
Figure 1. Map of the sample areas (made by MRÁVCSIK and LANTOS, 2009)

Eredmények és megvitatásuk

Botanikai eredmények

A vizsgált mintaterületeken összesen 252 edényes növénytaxont regisztráltunk, amelyek közül 12 védett: *Linum tenuifolium* L., *Linum hirsutum* L., *Astragalus exscapus* L., *Orchis militaris* L., *Orchis purpurea* Huds., *Orchis morio* L., *Aster amellus* L., *Adonis vernalis* L., *Stipa pulcherrima* C. Koch, *Jurinea mollis* (L.) Rchb., *Pulsatilla pratensis* subsp. *nigricans* (Störck) Zamels, *Ornithogalum pyramidale* L.

A mintaterületeken előforduló növényfajok relatív ökológiai mutatók szerinti megoszlását vizsgálva az alábbi megállapításokat tettük:

- az Északi-Cserhát vizsgált felhagyott szőlők növényzete mostanra a természetközeli állapotokat idézi, gyomfajokat és pionirokat elvéve tartalmaznak e gyepek;
- a növényfajok relatív hőigényeik szerinti megoszlása alapján a fajok több mint kétharmad része a montán lomblevelű mezofil erdők és a szubmontán lomblevelű erdők övére jellemző;
- a mintaterületeken megtalált fajok nagy része szárazságtűrő és félszáraz termőhelyeken előforduló, de jelentős a szárazságjelző és a félüde termőhelyeken előforduló növények száma is;
- többségében gyengén savanyú, neutrális és gyengén baziklin talajok növényei jellemzőek;

- az Északi-Cserhát vizsgált felhagyott szőlőinek növényzete jórészt tápanyagszegény körülményekre utal, s ez jól alátámasztható az egykori kapálásos szőlőművelésből eredő, az erős lejtőszög által is befolyásolt erózióval;
- a területeken a napfénynövények és a félnapfénynövények dominálnak, mivel a felhagyott szőlők nagy részén még csak a peremterületeken jelentős a cserjésedés;
- a Borhidi-féle természetességi értékszámok alapján a honos flóra ruderális kompetítorai és a generalisták jelennek meg legnagyobb arányban, a védelemre érdemes fajokat jelentő 6-os indikátorszám kritériumainak a fajok 4%-a felel meg;
- a Simon-féle természetvédelmi értékkategóriák alapján az Északi-Cserhát vizsgált felhagyott szőlőinek növényzete a természetközeli állapotokat idézi, a természetes állapotokra utaló fajok aránya meghaladja az 54%-ot és a degradációra utaló fajok nagy részét a zavarástűrő fajok adják.

Tájtörténeti vizsgálatok eredményei

Magyarországon a szőlő- és bortermelésnek gazdag hagyományai vannak. A honfoglalás előtti magyarság szőlőtermesztéséről igen kevés adatunk van. A legtöbb támpontot a nyelvészeti elemzések szolgáltatják (GYULAI 1999). Ezen bizonyítékok alapján azonban feltételezhető, hogy már az V. században az Azovi-tenger mentén a szomszédságukban élő népekkel egyetemben eleink is ismerték a szőlő hasznosítását (FEYÉR 1981). A magyarság őshazájából nyugat felé vándorolva ismerkedhettek meg a földműveléssel, a szőlőtermesztéssel és a borkészítéssel is. A Kárpát-medencébe érkezve már több évszázados szőlő – bor kultúra nyomait találták. A XI. századra a hazai szőlőművelés elérte középkori elterjedésének földrajzi határait, északi határa a Kárpát-medencében a tölgyes zónával esett egybe (CSOMA 1997, MÜLLER 1982). A szőlőterületek robbanásszerű növekedése a XIII. században a tatárjárás után figyelhető meg (BALOGH, 1998). A török hódoltság sem korlátozta a szőlőkultúra fejlődését, sőt új fajtákkal bővültek ültetvényeink, a csemegeszőlő-termelés fellendült. A felszabadító háborúk után azonban tapasztalható visszaesés, de a XVIII. század közepén újra növekedett a szőlőterület és a megtermelt bor mennyisége (GYULAI i.m.). A szőlőgyökértetű (*Phylloxera vastatrix*) 1875-re hazánkban is megjelent és hatalmas pusztulást okozott: a szőlőterületek 230 ezer hektárra, a megtermelt bor mennyisége kb. 1 millió hl-re zsugorodott. A II. világháború után a mezőgazdasági termelőszoövetkezetek szétzúzták a vidék hagyományos gazdálkodását, így a szőlőtermelést és a borászatot is, a nagyüzemi fajtásorok telepítésénél jellemzően figyelmen kívül hagyták az ökológiai adottságokat. A rendszerváltást követően sok nagyüzemi szőlőgazdaság megszűnt, a szőlőültetvények elaprózódtak, sok ültetvényt elhanyagoltak, a szőlő- és bortermelés minőségileg és mennyiségileg is mélypontra került (BALOGH 1998). Jelenleg az ország mezőgazdaságilag hasznosított területének mintegy 2 %-án folyik szőlőtermesztés (BÉNYEI 1998).

Nógrád megyében nem volt akkora jelentősége a szőlőtermesztésnek, mint a nagy történelmi borvidékeinken („E vármegyében úgynevezett szőlőuradalmak nincsenek” (BOROVSKY 1911)), de a táj képéhez itt is hozzátartoztak a szőlővel beültetett domboldalak. MOCsÁRY (1826) így emlékezik Nógrád vármegyéről: „ez a Mohátsi veszedelem előtt, melly kezdete vala hazánk közönséges veszedelmének, leginkább a szőlő-mívelés által virágzott.” Megemlíti, hogy a tatár és török dúlás idején sok szőlőt felhagytak és ezek a területek 150 év alatt teljesen beerdősültek. A XVIII. században jelentősen meg-

nőtt a szántóföldi gazdálkodás és ekkor a szőlő-, dohány- és gyümölcsstermesztés is új erőre kapott (SZOMBATHY, 1976). Penc, Kozárd és Szanda környékét is jó bortermő körzetként tartották számon. Az Északi-Cserhában valószínűleg csak kisebb területeken, jelentéktelenebb mennyiségű és minőségű bort termeltek. A filoxéra gyorsan végigjárta pusztító útját az 1889-1890-es években. Az 1888-as évben 12802 kataszteri hold területen műveltek szőlőt, 1899-re ez 132 kat. holdra esett vissza (BOROVSKY 1911).

„Azt a tényt, hogy hogyan változik át egy határozottan mezőgazdasági jellegű vidék ipari vidékké, legjobban talán Nógrád megyében lehet tanulmányozni” (SZOMBATHY 1976). Az 1950-es évek megpecsételték a mezőgazdaság és azon belül a szőlőtermelés sorsát az északi-cserhádi régióban is. Az addig gazdálkodó parasztember menekül a földtől és kényszerűségből az iparban helyezkedik el. Az 1950-es és 1960-as években végrehajtott szőlőrekonstrukciók növelték ugyan a szőlőterületeket, de ezek már nagyüzemi fajtásorok voltak, amelyeket nem hagyományosan műveltek, hanem a gépeké lett a főszerep. Az 1970-es évekhez képest a megye szőlőterülete töredékére csökkent. Napjainkban Nógrád megyében a mezőgazdaságilag hasznosított területek kevesebb, mint fél százalékán folyik szőlőtermesztés (NÓGRÁD MEGYEI STATISZTIKAI ÉVKÖNYV 2006) (1. táblázat).

Év	Szőlő	Gyümölcsös
	(ha)	(ha)
1873	6928	?
1895	2526	?
1915	1399	?
1935	1561	?
1960	2013	?
1965	2457	?
1970	2797	4148
1975	2359	4045
1980	1525	3074
1990	1078	1825
1997	1092	1835
2000	1206	2029
2005	460	3135

1. táblázat: Szőlőterületek változása Nógrád megyében (Nógrád megyei statisztikai évkönyvek adatai alapján)

Table 1. Changes in total area of vineyards in Nógrád county (year/grapeyard/fruit orchard) (based on the statistical books of Nógrád county)

Az Északi-Cserhát szőlőhegyeinek bemutatása

A továbbiakban az egyes mintaterületek (zárójelben a terület helyi népi elnevezése) tájtörténeti jellemzőit, illetve a fajlisták Simon-féle természetvédelmi érték kategóriák szerinti elemzésének fő konklúzióit adjuk közre.

Kh. 1. mintaterület, kishartyáni Kis-pályi (Kis-páli)

A katonai felmérések nem jeleztek szőlőt vagy gyümölcsöst, de az 1867-es kataszteri térképek már jelölik itt a szőlőt, amely valószínűleg a 20. század elején is jelentős méretű volt (SCHNEIDER 1972). Az 1959-es földnyilvántartási térképek változatlan méretű területen jelzik a parcellákat, de azt nem tudjuk, hogy a két időpont között milyen változások voltak a helyszínen, valószínűleg mindig szőlő és gyümölcsstermesztés folyt az adott domboldalon. Az 1960-as, 1970-es években még szőlőként jelzik a térképek, de ekkor már a művelt terület folyamatosan csökkent. Az 1980-as években az utolsó parcellákban is felhagyták a művelést és később semmilyen más hasznosítás alá nem vonták a szőlőhegyet. Jelenleg még látható néhány szőlőtő és a parcellahatárookra ültetett gyümölcsfák közül is él még néhány, a terület cserjésedik, de nyílt gyepi részek is mozaikolnak még a déli kitétségu lejtőn.

Ettől a területtől Ny-ra fekvő dombon már az 1960-as évek elején felhagyták a szőlőművelést, itt a vegetáció hasonló az előzőhöz, de akácosodik és a fenyérfű (*Bothriochloa ischaemum*) kezdi jellegtelenné tenni a területet. Ritka, védett fajok közül megtalálható a fekete kökörcsin (*Pulsatilla pratensis* subsp. *nigricans*), borzas len (*Linum hirsutum*), nyúlánk sárma (*Ornithogalum pyramidale*), árlevelű len (*Linum tenuifolium*) és a bíboros kosbor (*Orchis purpurea*). Invázió fajok közül csak az egynyári seprence (*Erigeron annuus*) fordul elő, de a jelenlegi borítása nem jelentős. A természetes állapotokra utaló fajok aránya 53%, ezen belül a kísérő fajok (K) aránya 43%, a társulásalkotóké (E) 4%, a védett fajoké (V) 4%, a pioníroké (TP) 2%. A degradációra utaló fajok aránya 47%, ezek megoszlása: 30%-ban zavarástűrők (TZ), 17%-ban pedig gyomfajok (Gy).

Sh. 1. mintaterület, sóshartyáni Palincás (Nagy-szőlő)

Sóshartyán Nógrádmegyerrrel határos részén található ez a déli kitétségu, erősen gyomomodott, parlagon hagyott terület, amely körülbelül az 1930-as évektől az 1970-es évek végéig szőlőművelés helyszíne volt. A katonai felmérések térképei nem jeleztek szőlőt a település határában, az 1867-es kataszteri térképen pedig még szántónak jelölik a területet. SHVOY (1875) már említést tesz a sóshartyáni szőlőről, de nem tudjuk, hogy ekkor mely területen folyt a művelés. A domb aljában a közút és a szőlő között egy időszakos vízborítású terület van, amelyen a nád (*Phragmites australis*) mellett bodnározó gyékény (*Typha latifolia*) dominál. A terület nagy részét sűrű akác (*Robinia pseudo-acacia*) borítja. Védett növények nem találhatóak a területen, az invázió fajok ugyanakkor tömegesen fordulnak elő. A fajoknak csak az egyharmad része idézi a természetes állapotokat.

Sh. 2. mintaterület, sóshartyáni Bordéc-tető

Sóshartyán település része, Bordéc-tető déli lejtőin található, amelynek egy része felhagyott szilvás. A terület alatt parlagon hagyott szántó található, innen terjed a kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis*). A területen először 1960-ban jelölték szőlőt, de nagyobb részét gyümölcsös foglalta el. Az 1970-es évek végén felhagyták a szőlő- és gyümölcsstermesztést. A területet körülbelül harminc éve közvetlen emberi hatás nem éri. Védett fajok közül a nyúlánk sárma (*Ornithogalum pyramidale*), árlevelű len (*Linum tenuifolium*), borzas len (*Linum hirsutum*) és a csinos árvalányhaj (*Stipa pulcherrima*) kis állományai még fellelhetőek. A terület cserjésedik és terjed a kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis*) és a siskanádtippán (*Calamagrostis epigeios*), amelyek borítása jelenleg még nem veszélyes mértékű, de beavatkozás hiányában növekedhet. A természetes állapotokra és a degradációra utaló fajok 59%:41%-ban oszlanak meg.

Nm. 1. mintaterület, nógrádmegyeri Csinger-hegy (Megyeri szőlő)

Nógrádmegyer külterületén, a településtől EK-i irányban a Csinger-hegy déli oldalán három kisebb völgy területén található a Megyeri szőlő. A második katonai felmérés már gyümölcsöst jelez a helyszínen, de valószínű, hogy szőlőművelés is volt már ekkor. Az 1868-ban készült kataszteri térképen már igen nagy területen jelölnek szőlőt, amelynek nagy részét az 1960-as évek elején még művelték, majd a felhagyást követően a szőlőkarókat tüzelőnek hordhatták el az egykori parcellatulajdonosok. A domblábi részek szántóként, illetve a domboldalak legelőként és gyepként való műveléséről ad számot az 1978-ban készített földnyilvántartás, de a terület nagy része műveletlen maradt. A szőlők mellett kiterjedt gyümölcsös is volt a területen. A domblábaknál sok, ma is termő gyümölcsfa található, legfőképp szilva (helyiek elmondásai alapján durgó, veres, bertöci, sárga ringló, muskolat fajták), alma és dió. A falusiak még napjainkban is leszüretelik az alma- és szilvafák termését, általában cefrének, de az édesebb, nagyobb szemű szilvából lekvárt és befőttet is készítenek. A domboldalak aljában még jellemző a legeltetés, amelynek itt velejárája, hogy minden tavasszal felégetik a területet és általában nem csak a legeltetett rész szenved el az égetés káros hatásait. 2009-ben ez április 3-án történt, de nem ritka az április végén történő égetés sem, amely már jelentős károkat okoz a kibúvó kosborokban és a rovarfaunában. A terület enyhén cserjésedik, de a még így is jó állapotú gyepnek mondható. Előfordul a nyúlánk sárma (*Ornithogalum pyramidale*), az árlevelű len (*Linum tenuifolium*), a borzas len (*Linum hirsutum*) és néhány tő vitéz kosbor (*Orchis militaris*) is megtalálható, a csillagőszirózsának (*Aster amellus*) pedig több száz tőből álló populációjára bukkantunk. Csak az akác (*Robinia pseudo-acacia*) jelenléte ad okot aggodalomra. A növényzet természetvédelmi értékkategóriák szerinti megoszlása is a természetes állapotokat idézi, a degradációra utaló fajok aránya 40%.

Nm. 2. mintaterület, nógrádmegyeri Agyagos-tető (Víg András szőlője)

A terület az Agyagos-tető déli részén helyezkedik el. Kis területű, jó állapotban lévő zárt gyep, kétoldalt cseres tölgyesek szegélyezik, amelyek szélén terjed az akác, veszélyeztetve a jelenlegi társulást. A második világháborútól az 1960-as évek elejéig (tévesztés) volt itt Víg Andrásnak szőlője (TÓTH ex verb.), innen kapta helyi nevét. Néhány szőlőpéldány még megtalálható, főként a területet szegélyező gyümölcsfákra (szilva, dió) felfutva. Cserjésedik. Fellelhető a nyúlánk sárma (*Ornithogalum pyramidale*), a bíboros kosbor (*Orchis purpurea*), az árlevelű len (*Linum tenuifolium*), a vitéz kosbor (*Orchis militaris*) és a borzas len (*Linum hirsutum*) néhány példánya, míg a tavaszi héricsnek (*Adonis vernalis*) több száz tőből álló állományát figyeltük meg. Az egynyári seprence (*Eigeron annuus* subsp. *annuus*) és a siskanádtippán (*Calamagrostis epigeios*) jelenlegi borítása még nem veszélyezteti az élőhelyet, de kezelés hiányában rossz irányba változhat a helyzet. Az akác (*Robinia pseudo-acacia*) két oldalról szűkíti az értékes gyepi részeket. A leírt növényfajok alapján is elmondható, hogy a terület már a természetes állapotokat idézi.

Nm. 3. mintaterület, nógrádmegyeri Agyagos-dűlő É-i része (Batonca)

Nógrádmegyer nyugati részén található kis területű szőlő, amely a Géci-lapos felől közelíthető meg. 1930-tól az 1960-as évek közepéig műveltek itt néhány parcella szőlőt, a felhagyás után legelőként hasznosították, jelenleg semmilyen művelés nem történik. Nagy foltban rezgőnyár (*Populus tremula*) terjed. A siskanádtippán (*Calamagrostis*

epigeios) kezdi elborítani az egész területet és a betyárkóró (*Conyza canadensis*) is jelen van. A degradációra utaló fajok többségben vannak, így a terület kezelése nélkül javulás nem várható.

Nm. 4. mintaterület, nógrádmegyeri Kis-völgy

1868-ban még szántóként hasznosított terület. Az 1950-es években telepített szőlőt az 1960-as évek közepén beszántották és gyümölcsöst telepítettek a helyére. Ma a szőlő műlra már semmi sem utal. A gyümölcsös főként szilva- és diófákból áll. Már nem gondozzák, megkezdődött a cserjésedés. A degradációra utaló fajok 56%-ban vannak jelen a területen.

Ság. 1. mintaterület, ságújfalui Illés (Aranyvölgyi-szőlőhegy, Ördögűző)

Az 1940-es évektől termeltek szőlőt egészen az 1970-es évekig, de még az 1980-as években is szőlőként jelölik a területet. Két kisebb domb alkotja, melyek É-D irányban húzódnak egymással párhuzamosan. A keletre található jó állapotú, nagy kiterjedésű szálkaperjegyepet találhatunk, amely kis mértékben cserjésedett. Veszélyeztető tényező, hogy a domb lábánál, szántón terjed a kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis*). A nyugati dombon a tollas szálkaperje (*Brachypodium pinnatum*) csak foltokban van jelen.

Megtalálható a borzas len (*Linum hirsutum*), a vitéz kosbor (*Orchis militaris*), az árlevelű len (*Linum tenuifolium*), a nyúlánk sárma (*Ornithogalum pyramidale*) és az agárkosbor (*Orchis morio*). A nyugati, cserjésedő domb a szennyezettebb kanadai aranyvesszővel (*Solidago canadensis*), siskanádtippannal (*Calamagrostis epigeios*), akáccal (*Robinia pseudo-acacia*), de a jobb állapotú keleti dombon is megjelentek ezek a fajok. A művelt sík területen terjed a parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia*). A természetes állapotokra utaló fajok aránya 57%, ezen belül a kísérő fajok (K) aránya 37%, a társulásalkotóké (E) 9% és a védett fajoké (V) 11%. A degradációra utaló fajok aránya 43%, ezek megoszlása: 27%-ban zavarástűrők (TZ), 2%-ban adventív fajok, 14%-ban pedig gyomfajok (Gy).

Ság. 2. mintaterület, ságújfalui Festékesi-hegy

A Festékesi-hegy déli oldalán egy nagyobb parcellányi szőlő volt a második világháborút követően, az 1960-as évek elejéig. A terület erősen cserjésedik, ami rontja a zárt gyeper minőségét. Nyúlánk sármát (*Ornithogalum pyramidale*), vitéz kosbort (*Orchis militaris*) és tavaszi héricset (*Adonis vernalis*) találtunk a területen. A siskanádtippant (*Calamagrostis epigeios*) és az akác (*Robinia pseudo-acacia*) rontja a terület állapotát. Többségben vannak a degradációt jelző fajok, de kiemelkedő a védett fajok borítása.

E1. mintaterület, etesi Kis-verő (Szurdok alja, Nagy serjén)

A Kis-verő déli részén, Etes és Ságújfalu községek határán található, közigazgatásilag Etes része. A második katonai felmérés és a kataszteri térképek már jeleznek a területen szőlőt és valószínűleg azóta a terület különböző részein folyamatosan természetek szőlőt. A második világháborútól egészen az 1950-es évek végéig intenzív szőlőművelés volt az egész területen. Az 1960-as években osztatlan közös tulajdon lett, de a szőlőt addig gondozó generációk kiiregedtek és utódaik már nem folytatták a művelést (MÁTÉ ex verb.). Egy-két parcellát még az 1980-as évek elejéig gondoztak, de mára azokat is felhagyták és azóta semmiféle mezőgazdasági művelés nem történik. Erről tanúskodnak a még fellelhető szőlőtövek, amelyek közül néhány példány egy-egy régi gyümölcsfára

vagy nagyobb cserjére felfutva még napjainkban is termést érlel. Ma a területen zárt gyepeket találhatunk, amelyeket átjárhatatlan cserjések tagolnak. A parcellahatárokon idős gyümölcsfák (főként szilva) díszlenek. A birsalmafák kivadult hajtásai is megtalálhatóak. A hosszú időn keresztül kapás művelést igazolják a néhol erodált felszínek és a kőrákások is. A domb aljában illegális hulladéklerakásból származó maradványok találhatók. Szártalan csüdfüvet (*Astragalus excapus*), kislepkeszű hangyabogáncsot (*Jurinea mollis*) és fekete kökörcsint (*Pulsatilla pratensis* subsp. *nigricans*) találtunk a területen. További bejárások során várható még ritka fajok előkerülése. A felnyíló gyepfoltokba az egynyári seprence (*Erigeron annuus*) viszonylag gyorsan betelepül. Néhány helyen már záródott az akácos néhány molyhos tölgy (*Quercus pubescens*) hagyásfával. A siskanádtippán (*Calamagrostis epigeios*), kanadai arany vessző (*Solidago canadensis*), erdei iszalag (*Clematis vitalba*) és földi bodza (*Sambucus ebulus*) terjedése is szűkíti az értékes gyepek területét. A természetes állapotokra utaló fajok aránya 69%, amely kiemelkedőnek mondható.

E2. mintaterület, etesi Nagy-osztás

A Nagy-osztás déli lejtőin a 1960-as évek végéig műveltek szőlőt. Egy része a lakóházak kertjét alkotta, amelyek közül néhányat az 1980-as években is gondoztak. A terület cserjésedik és egy foltban fiatal akácos alakult ki. Az árlevelű len (*Linum tenuifolium*) és a borzas len (*Linum hirsutum*) gyakori, nyúlánk sármával (*Ornithogalum pyramidale*) csak elvétve találkozhatunk. A betyárkóró (*Conyza canadensis*), siskanádtippán (*Calamagrostis epigeios*), kanadai arany vessző (*Solidago canadensis*) nem kívánatosak a területen. Az alsó részen egy legalább 15 éves akácos található, ami terjed (a szerves törmelék ide hordódott le és üdebb is ez a rész). A növényzet többségében degradációra utaló fajokat tartalmaz, de megfelelő kezeléssel visszaszoríthatóak lennének a nem kívánt fajok.

E3. mintaterület, etesi Árnýék-oldal

Etes déli határában az 1950-es években telepítettek szőlőt, amelyet már a 1970-es években felhagytak. Az északias kitétségű domboldal lábánál található az Etesi Fáslegelő Természetvédelmi Terület. A területet cseres-tölgyes szegélyezi. Előrehaladott a cserjésedés és beerdősülés, már erdei fajok is megjelentek. A kanadai arany vessző (*Solidago canadensis*) és egynyári seprence (*Erigeron annuus*) itt is megtalálható. Védett növénytaxont nem regisztráltunk a helyszínen, ugyanakkor kétharmados többségben természetes állapotot jelző növények borítják a területet.

A mintaterületek multivariációs elemzése

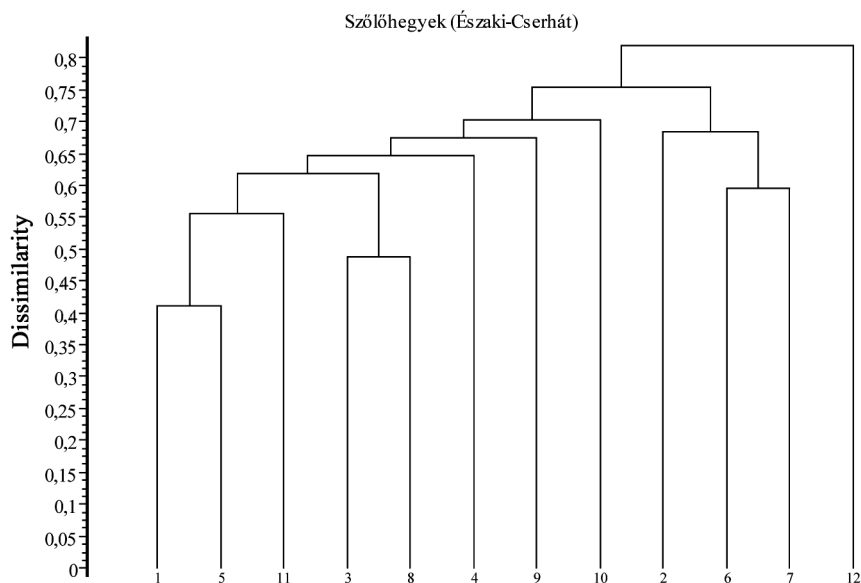
Bináris elemzés (Sorensen)

A bináris elemzés (2. ábra) jól mutatja, hogy a legalacsonyabb különbözőségi értéken az 1. (Kh. 1. mintaterület) és az 5. (Nm. 2. mintaterület) minta válik el, tehát ezek a területek nagymértékben hasonlítanak. Ennek legfontosabb oka az lehet, hogy mindkét területen az 1960-as évek elején hagyták fel a szőlőművelést és azóta nem történik hasznosítás, valamint a délies kitétség is igaz mindkettőre.

A 3. (Sh. 2. mintaterület) és a 8. (Ság. 1. mintaterület) minta is nagy hasonlóságot mutat. Mindkét területen az 1970-es évek végéig folyt szőlőművelés és talajtani szempontból is hasonlóak.

A 2. (Sh. 1. mintaterület), a 6. (Nm. 3. mintaterület) és a 7. (Nm. 4. mintaterület) minta egymásra jobban hasonlít, mint a többi mintára. A mintaterületek közül ezek képviselnek legkisebb értéket az ott felvett növényfajok alapján. A természetes állapotokra utaló növényfajok aránya mindhárom területen alacsony. A 6. és 7. minta alacsonyabb különbözőségi szinten válik el egymástól, amit az egymáshoz való térbeli közelségük is befolyásolhat.

A 12. (E. 3. mintaterület) minta kapcsolódik a legmagasabb különbözőségi értéknél, tehát nagyon elkülönül a többitől, ami nem meglepő, hiszen ez a terület áll a szukcesszió legmagasabb szintjén. Ezen a mintaterületen már megkezdődött az erdősődés.



2. ábra A mintaterületek bináris elemzése
Figure 2. Binary analysis of the sample areas

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk Ádám Szilviának, aki a multivariációs elemzésben, Lantos Istvánnak és Szép Milánnak, akik a térinformatikai feldolgozásban nyújtottak segítséget, továbbá adatközlőinknek, akik helyismerete segítette kutatásainkat, valamint Nagy Lászlónak és Bata Tibornak (Nógrád Megyei Földhivatal), Papp Gábornak (MTM Növénytár), a Balassi Bálint Megyei Könyvtár, a Nógrád Megyei Levéltár, a BNPI Nógrádi Tájegység és a Hadtörténeti Múzeum Térképtára munkatársainak.

Irodalom

- ÁNGYÁN J., TARDY J., BAKONYI G., TURCSÁNYI G. (2003): A mezőgazdálkodás és a természetvédelem egymásra-
 utaltsága. In: ÁNGYÁN J., TARDY J., VAJNÁNÉ M. A. (szerk.) (2003): Védett és érzékeny természeti
 területek mezőgazdálkodásának alapjai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 50–51., 68–70., 246–248.
- BALOGH I. (1998): A magyar szőlőtermesztés, borászat múltja és jelene. In: BALOGH I., BÉNYEI F., BOTOS E.,
 HERPAY B., LŐRINCZ A., MUNKÁCSI J., SZABÓ A., SZENDRŐDY GY., URBÁN A. (1998): A szőlőtermesztés
 helyzete és kilátásai. Magyar Tudományos Akadémia Agrártudományok osztálya, Budapest, pp. 1–5.

- BARCZI A. 2004: Magyarország tájai és talajviszonyai. Egyetemi jegyzet, SZIE KTI, Gödöllő, p. 27.
- BÉNYEI F. 1998: A magyar szőlőtermesztés helyzete. In: BALOGH I., BÉNYEI F., BOTOS E., HERPAY B., LŐRINCZ A., MUNKÁCSI J., SZABÓ A., SZENDRŐDY GY., URBÁN A. (1998): A szőlőtermesztés helyzete és kilátásai. Magyar Tudományos Akadémia Agrártudományok osztálya, Budapest, p. 2.
- BORHIDI A. 1993: A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. A Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium Természetvédelmi Hivatala és a Janus Pannonius Tudományegyetem kiadványa, Pécs, 610 p.
- BOROVSKY S. 1911: Magyarország vármegyéi és városai: Nógrád vármegye. pp. 203–204.
- CSIKY J. 2004: A Karancs, a Medves-vidék és a Cerová vrchovina (Nógrád-Gömöri bazaltvidék) flóra- és vegetációtérképezése (digitális dokumentum).
- CSOMA ZS. 1997: A középkori magyarországi szőlőhegyek arculatának kialakulása és a szőlő-bortermelés kettős gyökere. In: FÜLEKY Gy. (szerk.) 1997: A táj változásai a Honfoglalás óta a Kárpát-medencében. Gödöllői Agrártudományi Egyetem MSZKI, Gödöllő, pp. 127–160.
- ETES NAGYKÖZSÉG IRATAI 1867–1960 (65. doboz 134. füzet) (1938): Összeírás a szőlő- és gyümölcssterületekről a 83.500/1938. I/2 FM rendelet alapján. Nógrád Megyei Levéltár, Salgótarján.
- FEYÉR P. 1981: A szőlő- és bortermelés Magyarországon (1848-ig). Akadémiai Kiadó, Budapest, 384 p.
- GYULAI F. 1999: Az agrobiodiverzitás változása a Kárpát-medencében. Fenntartható Fejlődés Bizottság, Budapest, pp. 73–82.
- KARÁTSÓN D. 1997 (főszerk.): Magyarország földje – kitekintéssel a Kárpát-medence egészére. Pannon Enciklopédia VI. kötet. Kertek 2000 Kiadó, Budapest. pp. 333–336.
- MAROSI S., SOMOGYI S. (szerk.) 1990: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest, pp. 791–794., 798–802.
- MEZŐGAZDASÁGI STATISZTIKAI ADATGYŰJTEMÉNY 1870-1970.
- MOCSÁRY A. 1826: Nemes Nógrád Vármegyének Historiái, Geographiai és Statistikai Esmertetése. Pest. 272 p.
- NÓGRÁD MEGYE STATISZTIKAI ÉVKÖNYVE 1965, 1970, 1980, 1999, 2006. KSH Nógrád Megyei Intézet, Salgótarján.
- PODANI J. 1994: Multivariate data analysis in ecology and systematics. SPB Publishing, The Hague.
- PODANI J. 1997: Syn-Tax 5.1: New version for PC and Macintosh computers. Coenoses 12: 149–152.
- SCHNEIDER M. (szerk.) 1972: A nógrádi adózó nép viszonyai 1828-ban. Helyzetkép a mai Nógrád megye községeiről az országos összeírás alapján. Nógrád Megyei Levéltár és a Magyar Történelmi Társulat Nógrád megyei csoportja, Salgótarján.
- SHVOY M. 1874–1875: Nógrád megye leírása. Reprint (2006). Nógrád Megyei Levéltár, Salgótarján.
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója. Tankönyvkiadó, Budapest. 976 p.
- SZOMBATHY V. 1976: Nógrádi útkalauz. Nógrád Megyei Idegenforgalmi Hivatal, Salgótarján. pp. 7–23, 30.

STUDIES ON BOTANY AND LANDSCAPE HISTORY OF ABANDONED GRAPEYARDS
IN THE NORTHERN CSERHÁT HILLS, HUNGARY

Z. MRAVCSIK¹, K. HARMOS², Á. MALATINSZKY¹

¹Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management,
H-2103 Gödöllő, Páter K. 1., Hungary, e-mail: mravcsikz@freemail.hu, Malatinszky.Akos@kti.szie.hu

²Bükk National Park Directorate, 3301 Eger, Sánk u. 6.

Keywords: abandoned grapeyard, nature conservation value categories, protected plants, Northern Cserhát, landscape history

All abandoned grapeyards (altogether 12) of five villages in the Northern Cserhát Hills (Northern Hungarian Mountain Range) which carry enough relevant landscape historical features were observed. Within landscape history, grape management history of Nógrád county has been analysed as facing its conditions and processes in the Carpathian Basin. A comparison is given on national changes and local processes (areas of Kishartyán, Sóshartyán, Ságújfalú, Nógrádmegyer, Etes settlements). Every sample area is described and evaluated separately as well, thus, their differences and similarities can be observed. Altogether 252 vascular plant species were listed from the 12 grapeyards, 12 of which being protected (*Linum tenuifolium*, *Linum hirsutum*, *Astragalus exscapus*, *Orchis militaris*, *Orchis purpurea*, *Orchis morio*, *Aster amellus*, *Adonis vernalis*, *Stipa pulcherrima*, *Jurinea mollis*, *Pulsatilla pratensis* subsp. *nigricans*, *Ornithogalum pyramidale*) and 26 valuable at a local level. These abandoned grapeyards as semi-natural habitats are bases for secondary habitats, carrying several above mentioned values in the landscape formed by humans.