

# ESZKÖZÖK ÉS LEHETŐSÉGEK AZ ÖKOLÓGIAI HÁLÓZAT LEHATÁROLÁSÁRA

## METHODOLOGICAL POSSIBILITIES OF DETERMINING THE ECOLOGICAL NETWORK

KUTNYÁNSZKY VIRÁG | SZILVÁCSKU ZSOLT

### ABSZTRAKT

Az ökológiai hálózat a biodiverzitás és az élőhelyek megőrzésére, az anyag- és energiakörforgás fenntartására irányuló eszköz, természetes és fél-természetes tájelemekből álló koherens rendszer. Három alapvető szerkezeti egységre osztható: magterületek, ökológiai folyosók és pufferterületek alkotják, amelyeket egyes értelmezések rehabilitációs területekkel egészítenek ki. Az ökológiai hálózat definiálására irányuló kutatásunk során megközelítési irányzatokat és befolyásoló tényezőket tártunk fel. Megállapítottuk, hogy a hálózat törekedhet egy faj (vagy fajcsoport) életfeltételeinek javítására, vagy az ökológiai állapot és a konnektivitás fejlesztését, valamint a fragmentáció csökkentését tűzi ki célul. A hálózatot (és így a tervezését) négy alapvető tényező befolyásolja: a táji adottságok és a benne lejátszódó folyamatok keretrendszerrel biztosítanak, az élővilág mint használó meghatározó, míg az ember alakító hatással van a hálózatra. Eszközök széles skáláját mutattuk be, a döntés-alapú stakeholder-vezérelt tervezéstől, a tájmetriai elemzéseken át a gráfelméleten alapuló összekötöttségi modellekig. Az 1980-es években indult ökológiai hálózat tervezése jelentősen különbözik a ma használt módszerektől, hiszen a rendelkezésre álló

technológiák (elsősorban a térinformatika), software-ek elterjedésével egyre több szempontot tudunk integrálni a hálózat modellezésébe, objektívebb eredményért. Azonban elmondható, hogy az egyre komplexebb számításon alapuló modellek eltávolodtak a tervezői szemlélettől, nem céljuk a jogi-területi tervezési illeszkedés, ám a kisebb léptékű hálózatfejlesztési beruházásokat, pl. vadátjárók létesítését, egy folyosó vagy élőhely rehabilitációját megalapozzák.

*Kulcsszavak: Ökológiai hálózat, térinformatikai modellezés, konnektivitás, élőhelyi alkalmasság, tájökológia, tájmetria*

### BEVEZETÉS - AZ ÖKOLÓGIAI HÁLÓZAT MEGHATÁROZÁSA

Az ökológiai hálózat mai értelemben használt koncepcióját az élőhelyek beszűkülése és a biodiverzitás csökkenése hívta életre. A szigetbiográfiai és metapopulációs elméletek nyomán bebizonyosodott, hogy az egymástól elszigetelt védett területek meghatározása önmagában nem biztosítja a biológiai sokféleség megőrzését. Nem elegendő csupán fajokat, természetes vagy ahhoz közel álló élőhelyeket védeni, hanem az ökológiai

### ABSTRACT

An ecological network as a biodiversity and habitat conservation tool, maintaining the material and energy cycle, is a coherent system of natural and semi-natural landscape elements. It can be divided into three basic structural units: core areas, ecological corridors and buffer zones, which are sometimes supplemented by rehabilitation areas. Our research on planning methods and definition of the ecological network has revealed different approaches and influencing factors. We have identified that a network can aim to improve the living conditions of a species (or group of species), or it can aim to improve overall ecological condition and connectivity, and reduce fragmentation. A network (and thus its planning) is influenced by four factors: natural attributes and the processes that take place within the landscape provide a framework; wildlife as a user is a dominant; and humans have a shaping influence on the network. Along these lines, we have presented a wide range of tools, from decision-based stakeholder-driven planning, through landscape metric analysis, to connectivity models based on graph theory. Ecological network planning, which started around 1980, is very different from the methods used today, as the spread of available technologies (mainly GIS technology) and software allows us to integrate an increasing number of aspects into the network modelling, producing objective results. However, it can be stated that models based on increasingly complex calculations have moved away from a planning perspective; they are not intended to fit legal or spatial planning conditions, but they do provide a basis for small-scale network development, e.g. the creation of wildlife crossings, or the rehabilitation of a corridor or habitat.

*Keywords: Ecological network, fragmentation, connectivity, habitat suitability, landscape ecology, landscape metrics*

### INTRODUCTION - DEFINING ECOLOGICAL NETWORKS

The concept of the ecological network as we use it today was born as a solution for habitat and biodiversity loss. Island biogeography and metapopulation theories have shown that isolated protected areas alone are not sufficient to conserve biodiversity. It is not enough to protect species and natural or semi-natural habitats, but it is also necessary to ensure that natural patches are of sufficient size, that habitat connectivity is maintained and also that

natural processes are sustained to maintain ecological functionality [1, 2].

The ecological network, planned and used to sustain biodiversity, appeared in the 1980s, first in the Netherlands and Denmark [2, 3] before spreading throughout Europe. By 2006, almost all European countries had implemented the ecological network in some way [2].

An ecological network is a coherent system of natural and semi-natural landscapes, which should be conserved and, where possible, supplemented or restored to ensure the persistence of ecosystems, habitats and species [1, 4]. By definition, an ecological network is therefore more than just a set of protected natural areas, it also includes the provision of the links between them.

An ecological network can be divided into three (some interpretations suggest four) functional structural units. We distinguish core areas, ecological corridors, buffer zones and additional rehabilitation areas. Core areas are habitats where natural processes prevail, ensuring the maintenance of communities [1]. They are usually natural or semi-natural areas important for biodiversity conservation, but not necessarily protected [2]. Ecological corridors are links between core areas; they may be linked to linear elements such as roads or watercourses, and may be landscape corridors of multiple habitats or discontinuous, stepping-stone links [1, 5]. The main role of corridors is to maintain the coherence of fragmented ecosystems [2]. Buffer zones protect the functionality of the system from external pressures [5], in order to maintain ecological stability [1]. Rehabilitation areas are degraded habitats or damaged surfaces that provide a potential resource for the ecological network [5], and can become an important part of the system after restoration [1].

The aim of this publication is to present methodological possibilities for delineating and planning ecological networks and to describe the factors that shape it. We used national and international studies and projects to review the development of network modelling and the tools available today.

### METHODS

To establish our research, we reviewed almost 100 papers on ecological networks. Half of these were case studies presenting different models that have dealt with this topic from the late 1990s to the present day. Among the methodologies reviewed, European initiatives are predominant,

működőképesség megőrzéséhez szükség van a természetes foltok megfelelő kiterjedésére, az élőhelyek közötti kapcsolatok biztosítására és a természetes folyamatok fenntartására is [1, 2].

Az ökológiai hálózat ennek a célnak az eszközöként került a köztudatba az 1980-as években; először Hollandiában és Dániában jelent meg [2, 3], majd ezután terjedt el egész Európában. 2006-ra csaknem az összes európai ország implementálta az ökológiai hálózatot valamilyen módon [2].

Az ökológiai hálózat természetes és fél-természetes (természetközeli) tájelemekből álló koherens rendszer, amelyet úgy kell megőrizni, és ahol lehet, kiegészíteni vagy helyreállítani, hogy biztosítsa az ökoszisztémák, élőhelyek és fajok fennmaradását [1, 4]. A meghatározás szerint az ökológiai hálózat tehát több, mint a védett természeti területek összessége, a közöttük fennálló kapcsolatok biztosítása is a rendszer részét képezi.

Az ökológiai hálózat három (egyes értelmezések szerint négy) funkcionális szerkezeti egységre osztható. Megkülönböztetünk magterületeket, ökológiai folyosókat és pufferterületeket, valamint rehabilitációs területeket. A magterületek azok az élőhelyek, ahol a természetes folyamatok érvényesülnek, ezzel biztosítva az életközösségek fennmaradását [1]. Ezek általában természetes, vagy természet-közeli, a biodiverzitás megőrzése szempontjából fontos területek, amelyek nem rendelkeznek feltétlenül természetvédelmi oltalommal [2]. Az ökológiai folyosók összeköttetéseket képeznek a magterületek között, kötődhetnek lineáris elemekhez, például utakhoz vagy vízfolyásokhoz, lehetnek többféle élőhelyből összeállító tájfolyosók vagy éppen meg-megszakított, lépegető-kő jellegű kapcsolatok [1, 5]. A folyosók legfőbb szerepe a fragmentált ökoszisztémák koherenciájának fenntartása [2]. A pufferterületek védik a rendszer működését a külső behatásokkal szemben [5], az ökológiai stabilitás megőrzése érdekében [1]. A rehabilitációs területek olyan degradált élőhelyek, roncsolt felszínek, amelyek egyfajta háttér-erőforrásai az ökológiai hálózatnak [5], helyreállításuk során fontos részeivé válhatnak a rendszernek [1].

Ennek a publikációnak célja, hogy bemutassa az ökológiai hálózat lehatárolására, tervezésére irányuló módszertani lehetőségeket, valamint a hálózatot alakító tényezőket. A hazai és nemzetközi tanulmányok és projektek áttekintésével a hálózat modellezésére irányuló eszközök fejlődését és a ma rendelkezésünkre álló eszköztárat tekintjük át.

## MÓDSZERTAN

Kutatásunk megalapozásául csaknem száz ökológiai hálózattal kapcsolatos munkát tekintettünk át, és dolgoztunk fel. Ennek fele különböző modellt bemutató esettanulmány volt, amelyek egészen az 1990-es évek végétől napjainkig foglalkoztak ezzel a témával. A feldolgozott módszertanok között többségben vannak az európai kezdeményezések, azonban világszerte foglalkoznak kutatók és tervezők az ökológiai hálózat modellezésével. A közel-múltban különösen fejlődtek a kínai kutatások, amelyeket a városok erőteljes szétterülése és a természeti területek csökkenése hívott életre.

Ezen források alapján az eszközökre és módszerekre vonatkozó kutatásunk eredményeit a következőkben ismertetjük.

## AZ ÖKOLÓGIAI HÁLÓZAT TERVEZÉSÉNEK, MODELLEZÉSÉNEK FEJLŐDÉSE

A 2000-es évek környékén keletkezett tervezési útmutatók, amelyek aztán végül az első ökológiai hálózatok meghatározását alapozták meg, elsősorban az élőhelyek természetességére, állapotára alapoztak. A cél a foltok terepi adatokon alapuló ökológiai potenciáljának értékelése volt, amely az egyes élőhelyek hálózatban betöltött szerepét határozta meg. A tervező a foltok hálózati potenciálja és elhelyezkedése, alakja alapján döntött a kiterjedésről és szerkezeti egységekről, gyakran a tulajdonviszonyok, különféle szakmák közti egyeztetések figyelembevételével [1]. Így zajlott például a Pán-Európai Ökológiai Hálózat (PEEN) tervezése is [6].

Egyes országok (pl. Lengyelország) indikátorfajokat, fajcsoportokat alkalmaztak ökológiai hálózatuk meghatározásához, kombinálva a geomorfológiai, hidrológiai és biotikai-táji szempontokkal [3]. Más országokban az ökológiai stabilitás és a területek természetvédelmi értéke (Csehország, Szlovákia), vagy éppen az emberi befolyásoltság mértéke a meghatározó a hálózat kialakításában (Szerbia) [7]. A térinformatika elterjedésével egyre több lehetőségük volt a fajok útvonalainak modellezésére, becslésére hálózatelemzési eszközök segítségével. A térképezés célja egy konkrét faj (sok esetben veszélyeztetett faj) élőhely-hálózatának feltárása volt, azért, hogy a faj életfeltételeit javítani tudjuk. A bemeneti adatok gyakran támaszkodnak terepi megfigyelésekre, amelyek segítségével élőhely-alkalmassági térképek készülnek, figyelembe véve az adott élőlény viselkedését és így a számára fontos

but ecological network modelling is being addressed by researchers and planners worldwide. Research in China has been particularly advanced recently, stimulated by the massive urban sprawl and loss of natural areas.

Based on these sources, the results of our research on tools and methods are presented below.

## EVOLUTION OF PLANNING AND MODELLING THE ECOLOGICAL NETWORK

The planning guidelines that emerged in the 2000s and eventually formed the basis for the first ecological networks were based primarily on the naturalness and condition of habitats. The aim was to assess the ecological potential of patches based on field data, which determined the role of each habitat in the network. The planner decided on the extent and structure of the network based on the potential of the patches network, their location and shape, often taking into account ownership and also including a discussion between relevant professions [1]. This was the case, for example, in the planning of the Pan-European Ecological Network (PEEN) [6].

Some countries, like Poland, have used indicator species and indicator groups to define their ecological networks, combined with geomorphological, hydrological and biotic-landscape aspects [3]. Meanwhile, in other countries, the ecological stability and conservation value of the land (Czech Republic, Slovakia) or the degree of human influence (Serbia) are considered when planning the network [7]. With the advance of GIS technology, there have been increasing opportunities to model and estimate species pathways using network analysis tools. The aim of mapping was to define the habitat network of a specific species (in many cases an endangered species) in order to improve living conditions for the species. The input data often relies on field observations to produce habitat suitability maps, taking into account the behaviour of the species and important related factors (e.g. vegetation cover, terrain conditions, presence of water, etc.).

With the development of GIS tools and databases, a third direction emerged by the end of the 2010s, which is similar in its aim to the first approach, but combines network analysis with landscape metrics in its toolkit. Its aim is to define a generalised system for improving connectivity in the landscape. This is typically based on landscape attributes and land cover, which are used to

perform landscape metrics and statistical analyses, followed by network modelling to identify the connections between patches [8-15]. Since this approach does not integrate the insights of different policies and regulations, and replaces the planner's decision with objective calculations, the involvement of stakeholders (e.g. spatial planners, municipalities, politicians, farmers and landowners, etc.) is recommended to ensure the feasibility of the network [16, 17].

The main difference between the three approaches is that the first and the third aim to identify a general network, while the second aims to promote the survival and protection of a single species. Research today generally uses either the second or the third approach.

In theory, the scale of an ecological network can range from the local (micro) scale to a global system. This issue can pose a dilemma when defining a general network, as different species differ greatly not only in their needs but also in the size and extent of the network they use. For example, the ecological network of a large carnivore may be defined at a continent level, whereas the network of a small mammal may be confined to the boundaries of a single municipality. To resolve this issue, the literature clearly states that the most appropriate scale for planning a general ecological network is the landscape-regional (mezo) scale [1, 5, 18, 19]. However, to get a more accurate picture of the network, it is recommended that both local scale and larger (even national or international) networks are considered [1, 19, 20].

## INFLUENCING FACTORS

Based on the different approaches and tools used in research, it can be stated that the ecological network is shaped and determined by four factors: the landscape, its natural processes, wildlife and human influence. Each of the three approaches examine these factors from their own perspective, whether their goal is species conservation or habitat suitability.

*Landscape attributes and natural processes* together provide the framework for the network. These natural factors (such as hydrography, topography, soil, natural vegetation and climate) are a given in a landscape and cannot be changed or can only be changed at disproportionate cost. The extent of the intervention in such cases fundamentally changes the functioning of the landscape and affects the whole system (e.g. when building a motorway, the terrain and drainage are altered). Landscape features

aspektusokat (pl. növényzeti borítottság, terepi viszonyok, víz jelenléte stb.).

A térinformatikai eszközök és adatbázisok fejlődésével a 2010-es évek végére egy harmadik irány terjedt el, amely céljában az első megközelítéshez hasonló, azonban az eszköztárában ötvözi a hálózat-elemzést a tájértékelési, tájmetriai módszerekkel. Célja egy általános érvényű rendszer meghatározása a táj konnektivitásának javítására. Ehhez jellemzően a táji adottságokat és a felszínborítást veszi alapul, s ezek segítségével tájmetriai és statisztikai elemzéseket, valamint ezt követően hálózat-modellézést végeznek, így meghatározva a foltok közti kapcsolatokat [8-15]. Ez a megközelítés a különböző szakterületek meglátásait nem integrálja, a tervezői döntést objektív számításokkal helyettesíti. Emiatt javasolt az érintettek (pl. területi tervezők, önkormányzatok, politikusok, gazdálkodók és földtulajdonosok stb.) bevonása a hálózat megvalósíthatóságára [16, 17].

A három megközelítés közötti lényeges különbség, hogy az első és a harmadik egy általános érvényű hálózat feltárására törekszik, míg a második egy faj fennmaradását, védelmét hivatott elősegíteni. A ma elterjedt kutatások általában vagy a második vagy a harmadik megközelítést alkalmazzák.

Az ökológiai hálózat léptéke elméletben egészen a helyi (mikro) szintű hálózatoktól egy globális rendszerig terjedhet. Ez a kérdés dilemmát okozhat egy általános érvényű hálózat meghatározásánál, hiszen a különféle állatfajok nemcsak igényeikben, hanem a használt hálózatuk nagyságában, kiterjedésében is merőben különböznek egymástól. Gondoljunk csak egy nagyragadozó ökológiai hálózatára, amely nemzetközi szinten határozható meg, ezzel szemben viszont egy kisméretű hálózata akár egy település területén belül maradhat. A szakirodalom ennek a kérdésnek a feloldására egyértelműen leszögezi, hogy a lépték tekintetében egy általános ökológiai hálózat modellezésére a legalkalmasabb a táji-regionális szint [1, 5, 18, 19]. Azonban azért, hogy pontosabb képet kaphassunk a hálózatról mind a helyi léptékű, mind a nagyobb (akár országos vagy nemzetközi) hálózatok figyelembevételére is javasolt [1, 19, 20].

#### ALAKÍTÓ TÉNYEZŐK

A kutatásokban alkalmazott különböző megközelítések és eszközök alapján elmondható, hogy az ökológiai hálózatot alapvetően négy tényező alakítja, határozza meg: a táj adottságai, a természeti folyamatok, az élővilág és

az emberi befolyás. Mind a három megközelítés részben-egészben ezeket a tényezőket vizsgálja a maga szempontjából, legyen szó a fajvédelemről vagy élőhelyi alkalmasság vizsgálatáról.

A *táj adottságai és a természeti folyamatok* együtt *keretrendszer* adnak a hálózatnak. Ezen olyan természeti jellemzőket (mint a vízrajz, a domborzat, a talaj, természetes növényzet és a klíma) értünk, amelyek adottak egy tájban, ezek megváltoztatása nem lehetséges, vagy csak aránytalanul nagy anyagi ráfordítással valósítható meg. A beavatkozás mértéke ilyenkor alapjaiban változtatja meg a táj működését, az egész rendszerre kihatással van (pl. egy autópálya építésekor a terepi viszonyok és lefolyás megváltoztatása). A táji jellemzők és a természeti folyamatok (anyag- és energiaáramlás, vízkörforgás, biológiai és fizikai törvényszerűségek stb.) az ökológiai hálózat szempontjából keretként értelmezendők, hiszen ehhez a hálózatnak alkalmazkodnia kell. A védett természetes élőhelyek megléte is alapadottságnak tekinthető, hiszen feltételezhető, hogy ezek a jogi védettségnek, köszönhetően nem alakíthatók át.

Az *élővilág* elsősorban *mint használó* van hatással az ökológiai hálózatra. Az élőlények, mind az állat- és növényvilág élőhelyi feltételeinek, valamint terjedésének, mozgásának (diszperzió, migráció) biztosítása a hálózat feladata. A különféle állatok – igényeiknek, méretüknek, életmódjuknak megfelelően – lényegesen eltérő hálózatot használnak, nemcsak lépékben, hanem jellegben is. Míg egy ugyanolyan élőhelyeket kedvelő rovarfaj vagy egy emlős hálózat a kapcsolatok távolságában tér el, addig a madárfajok számára sokkal nyitottabb a hálózat, hiszen rájuk az utak és vizek fragmentáló hatása kevésbé van befolyással a röpképtelen állatokhoz képest. A növényfajoknak másodlagosan van alakító hatása a tájra nézve. A növényzet fejlődése, a borítottság növekedése és változása, valamint a szukcesszió mind befolyásolja a tájban lezajló folyamatokat, a vízkörforgást, továbbá a mikroklímára is jelentős hatással bírnak. A növények élőhelyfoltok közti terjedését általában valamilyen köztes hordozóval és annak tulajdonságaival modellezhetjük (pl. szél, víz, termést hordozó madár vagy mókus) [21]. Indikátorfajcsoportok alkalmazása általánosabb hálózatot eredményezhet egy ilyen modellezésnél, ám itt a csoport megfelelő kialakítására és az igényeik pontos meghatározására is törekedni kell, ehhez célszerű természetvédelmi szakértők és ökológusok bevonása is [16].

and natural processes (material and energy flows, water cycle, biological and physical laws, etc.) should be understood as a framework for the ecological network, as the network must adapt to this system. The existence of protected natural habitats can also be considered as a basic condition, since it is assumed that they cannot be modified due to their legal protection.

*Wildlife* primarily influences the ecological network *as a user*. The network is responsible for ensuring the habitat conditions and movements (local movements, dispersal, migration) of living organisms, both fauna and flora. The different species, according to their needs, size and lifestyle, use significantly different networks, not only in terms of their scale but also in terms of their structure. While the network of an insect species or a mammal preferring the same habitat differs in the distance of its connections, the network can be much more open for bird species, which are less influenced by the fragmentation of paths and waterways than flightless animals. Plant species have a secondary shaping effect on the landscape. Vegetation development, natural succession coverage, growth and change all influence the natural processes, like the water cycle, and also have a significant impact on microclimate. The dispersal of plants between habitat patches can usually be modelled using some intermediate carrier and its factors (e.g. wind, water, crop-bearing birds or squirrels) [21]. The use of indicator species groups can result in a more general network, but here the group should be properly designed and their needs accurately defined, and it is advisable to involve conservation experts and ecologists [16].

The *impact of human activities* on the landscape changes habitats, their quality and structure, or causes their disappearance or transformation. This includes the habitat-forming effects of land use and agriculture, which determine the ecological network in its primary structure and extent. The fragmentation and barrier effects of roads and other establishments, sources of disturbance and pollution, affect the quality and functionality of the network. The role of buffer zones is of particular importance to the conservation of habitat quality and stability. It is important to stress that human intervention has a strong impact primarily on landscape structure and landscape processes, while changes to landscape features (topography, soil, climate, precipitation, etc.) can be less or sometimes more profoundly altered over several generations.

#### TOOLS AND METHODS TO DEFINE THE NETWORK

Regardless of the approach, research aiming to define an ecological network usually starts by exploring the characteristics of the chosen area (Figure 1.). The characterisation of landscape features is usually used as an input to the modelling, on which further calculations are performed. It is therefore particularly important to check the quality, methods and accuracy of the data collection, as the result is based on their reliability. Such input data are usually topography models, which are used to investigate exposure, slope or altitude, remote sensing and aerial images, which can be used to calculate, among other things, vegetation cover and its density (e.g. NDVI). For example, in research on the Siberian roe deer's network, topography was a key factor: as a species living in mountain regions, slope, aspect and vegetation cover are decisive in determining optimal habitats and routes for this species [9].

Land cover data, road networks and built-up areas are essential data in any research to define the structure and fragmentation of the landscape and its habitats. Land cover data, combined with conservation and monitoring databases, can be used to determine the naturalness of a landscape, or even to designate suitable habitats for a species.

To model the ecological network, researchers first assess, categorise or describe the patches of the landscape using various metrics. Depending on the approach, this process may focus on determining habitat suitability for a particular species or it may involve calculating factors that describe the landscape in general. Network modelling often relies on these indicators.

For the objectivity of studies, species distribution models (SDM) such as **MaxEnt** or **MSPA** (*morphological spatial pattern analysis*) models are used to determine habitat suitability. These calculations are based on species occurrence data and observations, while also taking landscape characteristics, patch structure and the species individual preferences into account. The MaxEnt model is more commonly used in research to determine ecological suitability for species [9], while MSPA analysis also includes landscape structure and patch shape, determining ecological resource areas [12, 18, 20]. For input data, it is important to work with evidence-based, cleaned, up-to-date databases [9, 22].

Landscape metrics are used to describe the geometry of patches and to explore the structure and relationships

**1. ábra/Fig. 1:** Az ökológiai hálózat tervezésére irányuló legfontosabb eszközök egymásra épülése / Main tools available for delineating the ecological network and its connections

Az ember tájalakító hatása megváltoztatja az élőhelyeket, azok minőségét, szerkezetét, vagy éppen az eltűnésüket, átalakulásukat okozza. Ide tartozik a táj használatának, művelésének élőhely-alakító hatásai, amelyek előleges szerkezetében és kiterjedésében határozzák meg az ökológiai hálózatot. Az utak, egyéb művi létesítmények fragmentáló- és barrier-hatása, a zavarás és szennyezőforrások, a hálózat minőségét, működőképességét befolyásolják. A puffertérületek szerepe az élőhelyek állapotának, stabilitásának védelme szempontjából kiemelkedő. Fontos kiemelni, hogy az emberi beavatkozások elsősorban a táj szerkezetére és a tájban lezajló folyamatokra vannak erőteljes behatással, míg a táji adottságok (domborzat, alapkőzet, klíma, csapadék stb.) megváltoztatását kevésbé, vagy esetenként több emberöltő leforgása alatt képesek alakítani.

### ESZKÖZÖK ÉS MÓDSZEREK A HÁLÓZAT MEGHATÁROZÁSÁRA

Az ökológiai hálózat meghatározására irányuló kutatások, megközelítéstől függetlenül, a választott terület jellemzőinek feltárásával indulnak (1. ábra). A táji adottságok jellemzése általában bemeneti (input) adatként van jelen a modellezésekben, amelyeken további számításokat végeznek. Az adatok minőségét és a gyűjtés módszertanát, pontosságát emiatt különösen fontos ellenőrizni, hiszen a modellezések ezek megbízhatóságára építenek. Ilyen bemeneti adatok általában a domborzatmodellek, amelyeken kitettséget, meredekséget, vagy éppen tengerszint feletti magasságot vizsgálnak; a légi- és űrfelvételek, amelyekből többek közt a növényzeti borítottságot és annak intenzitását (pl. NDVI) lehet számítani. Egyes élőhelyek, mint például a szibériai őz, hálózatának kutatásában a domborzat kulcsfaktor: hegyvidéki faj lévén mind a meredekség mind a kitettség, és a növényzeti borítottság meghatározó a számára optimális élőhelyek és útvonalak meghatározásában [9].

A felszínborítási adatok, az úthálózat és a beépítések elengedhetetlen adatok minden kutatásban, ezekből a táj és élőhelyek szerkezetére, feldarabolódottságára lehet következtetni. A felszínborítási adatok, kombinálva a természetvédelmi adatbázisokkal, monitoring adatokkal, a természetesség meghatározását, akár egy faj számára az alkalmas élőhelyek kijelölését is megalapozhatják.

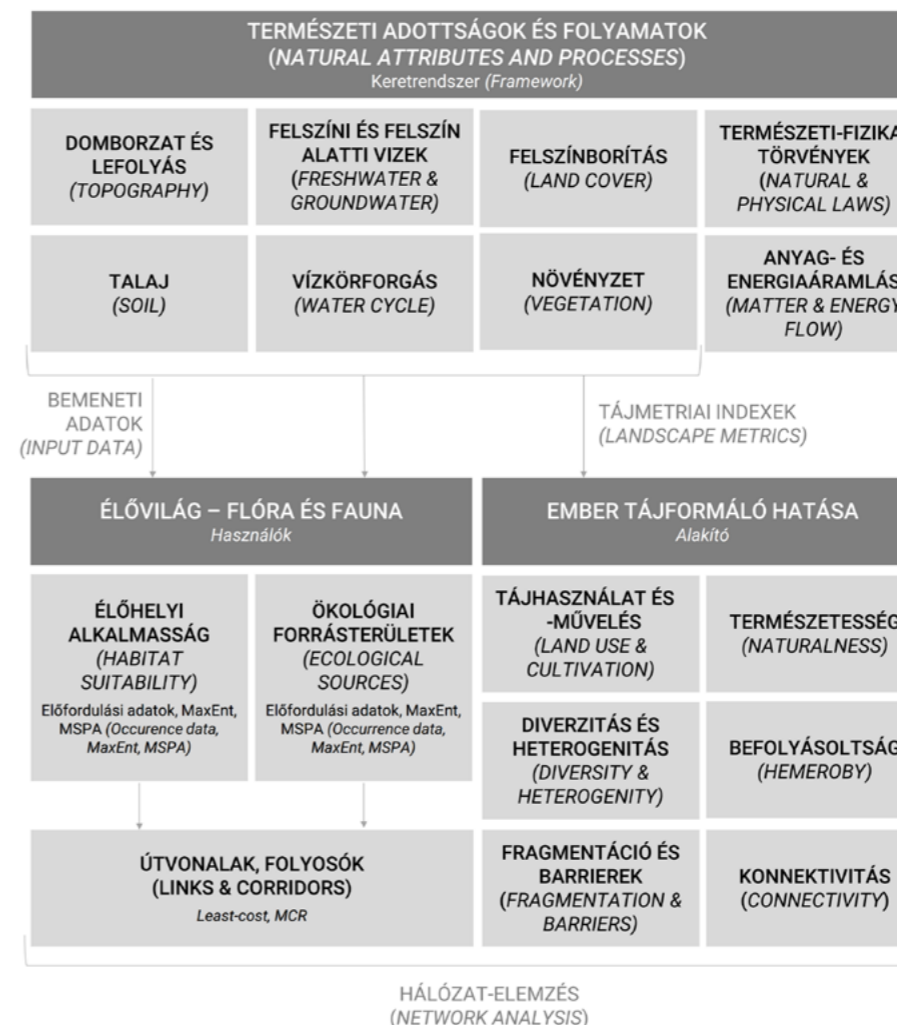
Az ökológiai hálózat modellezéséhez első lépésként a kutatók a táj foltjait értékelik, kategorizálják vagy írják le különféle mérőszámokkal. Ez a folyamat, megközelítéstől

függően, fókuszálhat egy adott faj szempontjából mért élőhelyi alkalmasság megállapítására, vagy éppen a tájat általánosan leíró indexeket számítanak. A hálózat-modellezés gyakran ezekre a mutatókra alapoz.

Kutatások objektivitásának bizonyítására az élőhely-alkalmasság megállapításához faji eloszlás modelleket (SDM) alkalmaznak mint a MaxEnt vagy az MSPA (*morphological spatial pattern analysis*) modellek. Ezekben a modellekben a fajok előfordulási adataira, konkrét megfigyelésekre alapoznak, figyelembe véve a táji adottságokat, a foltok szerkezetét és a faj speciális preferenciáit. A MaxEnt modellt a kutatások inkább a fajok szempontjából az ökológiai alkalmasság megállapítására használják [8], míg az MSPA elemzés a táj szerkezetét, a foltok alakijellemzőit is figyelembe veszi, amelynek használatával az ökológiai forrásterületek határozhatók meg [12, 18, 20]. A bemeneti adatok esetében az előfordulásoknál fontos, hogy valós, letisztított, nem elavult adatbázissal dolgozzunk [9, 22].

A tájmetriai mérőszámokat a foltok geometriájának leírására és a táj szerkezetének, kapcsolatainak feltárására használják. A kerület-területi mérőszámok, egyéb alakijmutatók, magterületek és szegélyek mérése gyakran alkalmazott elemzések, ám ezek mellett az ökológiai hálózat szempontjából legfontosabb indexek a szomszédossági, a konnektivitási és izolációs, fragmentációs mérőszámok [23]. Ezek közül a konnektivitási mutatókat emelnénk ki, amelyek a foltok összekapcsoltságát számszerűsítik. Közülük a szakirodalom szerint ajánlott mérőszámok az IIC (Integral Index of Connectivity) és a PC (Probability of Connectivity), mivel mindkét mutató képes a kulcsfontosságú foltok meghatározására [24]. A tájmetriai indexek számítására FRAGSTATS a leggyakrabban használt szoftver. A konnektivitási mutatók nemcsak a hálózat modellezésére, hanem egy meglévő hálózat értékelésére is alkalmazható indexek [11].

A konnektivitás mellett a fragmentáció, azaz a szeparációt okozó tájelemek jelenlétének vizsgálata kulcskérdése az ökológiai hálózatnak. Fragmentáló elemek lehetnek a vonalas létesítmények (utak, vasutak, folyóvizek), vagy éppen foltszerű elemek (települések, iparterületek, egyéb antropogén felszínek, az üzemszerű mezőgazdasági területek és szennyezőforrások) [25]. A fragmentációt többféleképpen is számszerűsíthetik, de a leggyakrabban alkalmazott technika a rácsháló módszer, amely egy adott területre vetítve mutatja a feldarabolódottság mértékét [26].

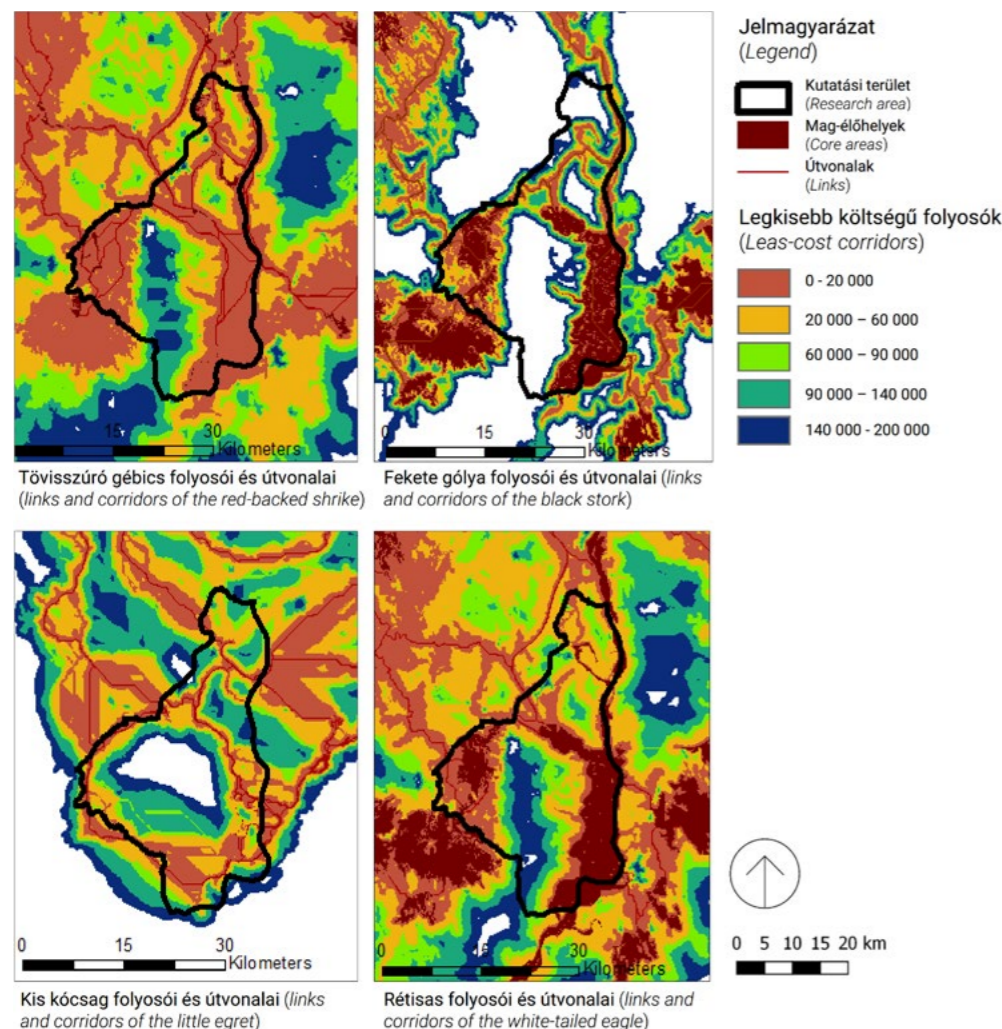


of the landscape. In addition to perimeter-area and other shape-related indicators, core area and edge metrics, the most important indicators for the ecological network are contiguity, connectivity and isolation/fragmentation metrics [23]. Among these, we would highlight connectivity indicators, which measure the possible connections between patches. From these metrics, the IIC (Integral Index of Connectivity) and PC (Probability of Connectivity) are the recommended indicators according to the literature, as both are able to identify key patches [24]. FRAGSTATS is the most commonly used software for calculating landscape metric indices. Connectivity indices can be used not only to help model a network but also to evaluate an existing network [11].

In addition to connectivity, fragmentation, i.e. the presence of landscape elements that cause separation, is a key issue for the ecological network. Fragmentation elements can be linear features (roads, railways, rivers) or patches (settlements, industrial sites, other anthropogenic surfaces, agricultural land and pollution sources) [25]. Fragmentation can be quantified in several ways, but the most commonly used technique is the grid method, which shows the degree of fragmentation over a given area [26].

Factors that describe landscape structure like heterogeneity, landscape pattern or diversity and the impact of human influence are also often integrated into ecological network modelling. For example, Shi et al's 2020 research based network modelling on examining landscape pattern changes and identifying key drivers. For this, they considered topography, land cover (including fragmenting roads and settlement areas), among others, as input data [18].

The principle of "least-resistance" is commonly used by modellers to define ecological linkages, routes and corridors. These calculations look for connections between patches of "cores" or "source areas" based on a resistance map. The MaxEnt or MSPA methods mentioned above are often used to produce resistance maps, but models may also include landscape metrics and other species-specific considerations. In addition to the resistance map, it is also necessary to provide a dispersal distance that represents the maximum distance that the species are able to bypass between two core habitats. Two source areas are connected if a path can be drawn between them based on a resistance map with a length less than a dispersion value. The chosen GIS software then displays the shortest optimal path between the



**2. ábra/ Fig. 2:** Példa hálózat-elemzésre least-cost módszerrel: négy különböző ökológiai igényű madárfaj táji léptékben modellezett folyosói és útvonalai. A térképek előállításához a Linkage Mapper kiegészítőt használtuk / Example of least-cost analysis: corridors and routes were modelled on a landscape scale for four bird species with different ecological needs. The Linkage Mapper plugin was used to produce the maps

A táj szerkezetét leíró mutatókat mint heterogenitás, mintázat, diverzitás, valamint az emberi befolyásoltág leírását is gyakran integrálják ökológiai hálózat modellezésébe. Shi és társai 2020-as kutatása például a tájmintázat változásainak vizsgálatára és a fő befolyásoló tényezők megállapítására alapozta a hálózati modellezést. Ehhez bemeneti adatként – többek között – a domborzatot, a felszínborítást (köztük a fragmentáló utakat és települési területeket) vették figyelembe [18].

Az ökológiai kapcsolatok, útvonalak és folyosók meghatározására általában a „legkisebb ellenállás” elvét használják a modellezők. Ezek a számítások foltok közti kapcsolatot keresnek a „magok” vagy „forrásterületek” között egy ellenállás-térkép alapján. Az ellenállás-térképek készítésére a fent említett MaxEnt vagy MSPA módszerek is gyakran alkalmazottak, de tájmetriai mutatókat és egyéb fajspecifikus szempontokat is tartalmazhat. Az ellenállás-térképen kívül még szükséges egy diszperziós távolság megadása, amely azt reprezentálja, hogy mi az a maximális távolság, amelyet a faj megtesz két mag-élőhely között. Két forrásterület között akkor van kapcsolat, ha azok között olyan útvonal húzható az ellenállás-térkép alapján, amelynek hossza diszperziós értéknél kisebb. Ezek után

a választott térinformatikai program megjeleníti a magok közti legrövidebb, optimális útvonalat. A kapcsolatok feltárására alkalmazott eszköz a least-cost path módszer [8-11, 27], vagy az MCR (*minimum cumulative resistance*) model [13-16], amelyek ezen az elven működnek. Például az ArcMap szoftver Linkage Mapper kiegészítője a least-cost path módszert alkalmazza, a leoptimalisabb útvonalakon kívül a területi eredményt is ad arra nézve, hogy az állat milyen valószínűséggel fogja az adott folyosót használni az útja során. A valószínűség az optimális útvonaltól az ellenállás-térkép függvényében csökken (2. ábra).

A komplex módszertant használó kutatások általában az eszközöket kombinálják, számítások széles tárházát alkalmazzák annak érdekében, hogy az eredmény a lehető legtöbb szempontot integrálja. A modellek, főleg a közelmúlt kutatásai esetében, egyre bonyolultabbak, több tényezőt vesznek figyelembe, ezzel objektivebb és átfogóbb eredményre törekcszenek. Ugyanakkor fontos kijelenteni, hogy az adatszolgáltatás minőségétől a számítások nagyban függenek, ezért azok minőségére, összehasonlíthatóságára feltétlen törekedni kell. Lehet bármilyen széles az alkalmazott mutatók spektruma, ha eleve fals, vagy éppen elavult adatokra alapozunk.

cores. The least-cost path method [8-11, 27] or the MCR (minimum cumulative resistance) model [13-16], which work on this principle, are used in today's studies to identify the connections. For example, the Linkage Mapper plugin for ArcMap software uses the least-cost path method; in addition to the most optimal paths, it also provides the spatial result of the probability that an animal will use as a corridor during its journey. The probability decreases from the most optimal path as a function of the resistance map (Figure 2).

Research using a complex methodology usually combines tools, including a wide range of calculations, in order to integrate as many aspects as possible. Models, especially in recent research, are becoming more complex, taking into account more factors and thus aiming for more objective and comprehensive results. At the same time, it is important to state that the quality of the data is highly dependent on the quality of the calculations, and it is therefore essential to strive for quality and comparability. Our model can use a wide range of comprehensive indicators, but the results will be skewed if the input data is outdated or incorrect.

#### CONCLUSIONS

The first methodologies relied much more on the participation of the planner, the stakeholders and professionals in defining the network. The national ecological networks were still being outlined during this period, so most of them – including the Hungarian National Ecological Network – were established through a series of discussions and decisions. As the toolkit expanded and the potential of geospatial technology became more widespread, delineation methods shifted towards spatial information, landscape metrics and statistical models, as opposed to empirical and decision-based methods. Recent research has thus moved away from the aspects of feasibility and legislation; it does not strive for legal compliance, and its proposals often go against fundamental socio-economic needs and interests. Rather than aiming for legal compliance and implementation, these studies support specific, local interventions (e.g. creation of wildlife crossings,

buffers, restoration of links) and do not aim to improve the functionality of the whole network [28, 29].

Despite the development of tools, these new methods have often failed to integrate into national networks. This may be partly due to differences in scale, as these studies are carried out on a regional scale, which can only be transposed and integrated on a national-international scale through further planning, with the summary of different methodologies and results, involving decision-makers and professionals of various fields [7]. For this reason, they can be used more as a theoretical framework or as an evaluation on the functioning of the legal network for the authorities, but there is not always a need for regional planners or legislators to review legal networks.

#### SUMMARY

The first initiatives to define an ecological network started at the end of the 20<sup>th</sup> century, but the concept flourished in the 2000s, when most European countries established national and international networks. Methodologies have become more precise and objective with the development of spatial data analysis and landscape metrics, and a wide range of tools and indicators are now available for modelling. However, their application in unsigned networks is still a long way off, due to both feasibility and fit problems relating to the models and limitations in decision making and frameworks. ©



This work is licensed under Creative Commons 4.0 standard licenc: CC-BY-NC-ND-4.0.

## KÖVETKEZTETÉSEK

Az első módszertanok kialakításánál a tervező és az érintettek, szakemberek részvételére sokkal inkább építettek a hálózat meghatározásában. Az országos ökológiai hálózatok még ebben az időszakban körvonalazódtak, így a legtöbb – a hazai országos ökológiai hálózat is – egyeztetések és döntések sorával jött létre. Az eszköztár bővülésével és a térinformatikai lehetőségek elterjedésével a lehatárolási módszerek a térinformatikai, tájmetriai eszközök és a statisztikai modellek irányába tolódtak a tapasztalati és döntés-alapú módszerekkel szemben. A közelmúlt kutatásai ezáltal eltávolodnak a megvalósíthatóság, érvényesíthetőség szempontjaitól, nem törekednek a jogszabályi illeszkedésre, javaslataik gyakran szembe mennek alapvető gazdasági-társadalmi igényekkel, érdekekkel is. Fontos kijelenteni ugyanakkor, hogy ezen kutatásoknak a jogi illeszkedés és megvalósítás nem is célja, inkább helyi és egyedi beavatkozásokat (pl. vadátjárók létesítése, pufferek kialakítása, kapcsolatok helyreállítása) támasztanak alá, nem pedig komplett hálózati működőképességet javítanak [28, 29].

Az eszközök fejlődése ellenére, ezek az új módszerek sok esetben az országos hálózatokba nem tudtak integrálódni. Ennek oka részben a léptékbeli eltérések is lehetnek, hiszen ezek a kutatások táji-regionális léptékben készülnek, amelyek országos-nemzetközi léptékbe való átültetése, beépítése csak továbbtervezéssel és a különböző módszertanok, eredmények összefésülésével valósítható meg, a döntéshozók és más szakterületek bevonásával [7]. Emiatt inkább egyfajta elméleti keretként vagy a jogszabályi hálózat működőképességének ellenőrzéseként tudnak funkcionálni a hatóságok számára, azonban a jogi hálózatok felülvizsgálatára nem mindig van igény a területi tervezők vagy éppen a jogalkotók részéről.

## ÖSSZEGRÉS

Az ökológiai hálózat meghatározására az első kezdeményezések már a 20. század végén elindultak, azonban a koncepció virágkorát a 2000-es években élte, amikor az európai országok többsége országos és közös nemzetközi hálózatokat alakított ki. A módszertanok a térinformatikai és tájmetriai lehetőségek fejlődésével egyre pontosabbak, objektívebbek lettek, eszközök és mutatók széles skálája áll ma rendelkezésünkre a modellezésekhez. Alkalmazásuk a dezinált hálózatokban azonban még sok esetben várat magára, amelyek mind a modellek megvalósíthatósági és illeszkedési problémáiban, mind a döntéshozás és keretek korlátoltságában keresendő. ☉

- 1 Konkolyné Gyuró, É. (2003): Környezettervezés, Mezőgazda Lap- és Könyvkiadó Kft., Budapest, ISBN: 9632861078
- 2 Bennett, G. – Mulongoy, K. J. (2006): Review of Experience with Ecological Networks, Corridors and Buffer Zones. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series No. 23, ISBN: 92-9225-042-6
- 3 Jongman, R.H.G – Külvik, M. – Kristiansen, I. (2004): European ecological networks and greenways, Landscape and Urban Planning 68, pp. 305-319, DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00163-4](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00163-4)
- 4 Bennett, G. – Wit, P. (2001): The Development and Application of Ecological Networks: a Review of Proposals, Plans and Programmes. Amsterdam: AIDEnvironment
- 5 Mander, Ü. – Külvik, M. – Jongman, R.H.G. (2003): Scaling in territorial ecological networks, Landschap January
- 6 Jongman, R.H.G. – Bouwma – I.M., Griffioen, A. – Jones-Walters, L. – Van Doorn A.M. (2011): The Pan European Ecological Network: PEEN, Landscape Ecol, Febr. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-010-9567-x>
- 7 Filepné Kovács, K. – Valánszki, I. – Kollányi, L. – Husar, M. – Ondrejčíka, V. (2021): Gap Analysis on the Identification of the Needs for Improving the Planning Processes and Tools Related to Ecological Corridors Identification and Preservation elérhető: [https://dtp.interreg-danube.eu/uploads/media/approved\\_project\\_output/0001/48/24a5c274484debe40cb1do597d1fb81f6e6a4737.pdf](https://dtp.interreg-danube.eu/uploads/media/approved_project_output/0001/48/24a5c274484debe40cb1do597d1fb81f6e6a4737.pdf)
- 8 Li, H. – Li, D. – Li, T. – Qiao, Q. – Yang, J. – Zhang, H. (2010): Application of least-cost path model to identify a giant panda dispersal corridor network after the Wenchuan earthquake—Case study of Wolong Nature Reserve in China, Ecological Modelling 221, pp. 944-952, DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.12.006>
- 9 Feng, H. – Li, Y. – Li, Y. – Li, N. – Li, Y. – Hu, Y. – Yu, J. – Luo, H. (2021): Identifying and evaluating the ecological network of Siberian roe deer (*Capreolus pygargus*) in Tieli Forestry Bureau, northeast China, Global Ecology and Conservation 26, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01477>
- 10 Zhao S. – Ma, Y. – Wang, J. – You X. (2019): Landscape pattern analysis and ecological network planning of Tianjin City, Urban Forestry & Urban Greening 46
- 11 Wei, J. – Zhang, Y. – Li, Y.C. – Tian, Y. – Qian, J. – Gao, Y. – Hong, Y. – Liu Y. (2022): The impact of different road grades on ecological networks in a mega-city Wuhan City, China, Ecological Indicators 137, DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126479>
- 12 Wu, J. – Zhang, S. – Wen, H. – Fan, X. (2022): Research on Multi-Scale Ecological Network Connectivity— Taking the Guangdong-Hong Kong- Macao Greater Bay Area as a Case Study. Int. J. Environ. Res. Public Health, DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph192215268>
- 13 Li, S. – Zhao, Y. – Xiao, W. – Yue, W. – Wu, T. (2021): Optimizing ecological security pattern in the coal resource-based city: a case study in Shuozhou City, China. Ecol. Ind. 130, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108026>.
- 14 Xu, W. – Wang, J. – Zhang, M. – Li, S. (2021): Construction of landscape ecological network based on landscape ecological risk assessment in a large-scale opencast coal mine area. J. Cleaner Prod. 286, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125523>.
- 15 Wu, X. – Zhang, J. – Geng, X. – Wang, T. – Wang, K. – Liu, S. (2020): Increasing green infrastructure-based ecological resilience in urban systems: a perspective from locating ecological and disturbance sources in a resource-based city. Sustain. Cities Soc. 61, DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scs.2020.102354>
- 16 Sahraoui, Y. – De Godoy Leski, C. – Benot, M. – Reversm F. – Salles, D. – Van-Halder, I. – Barneix, M. – Carassou, L. (2021): Integrating ecological networks modelling in a participatory approach for assessing impacts of planning scenarios on landscape connectivity, Landscape and Urban Planning, Volume 209, DOI: <https://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104039>
- 17 Jongman, R. H. G. (2012): Ecological networks: A society approach for biodiversity conservation, In: Marschall, I. – Müller, M. – Gather M. (2012): The Green Belt as a European Ecological Network - strengths and gaps, Berichte des Instituts Verkehr und Raum, Band 10 ISSN 1868-8586, DOI: <http://dx.doi.org/10.17649/TET.29.4.2689>

- 18 Shi, F. – Liu, S. – Sun, Y. – An, Y. – Zhao, S. – Liu, Y. – Li, M. (2020): Ecological network construction of the heterogeneous agro-pastoral areas in the upper Yellow River basin, Agriculture, Ecosystems and Environment 302, 107069, DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.107069>
- 19 Nie, W. – Shi, Y. – Siaw, M.J. – Yang, F. – Wu, R. – Wu, X. – Zheng, X. – Bao Z. (2021): Constructing and optimizing ecological network at county and town Scale: The case of Anji County, China, Ecological Indicators 132, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108294>
- 20 Jongman R.H.G. – Veen P. (2007): Ecological networks across Europe, Zeist, the Netherlands, KNNV. pp. 141-168, DOI: <http://dx.doi.org/10.3280/TR2011-058005>
- 21 De Montis, A. – Bardi, M.A. – Ganciu, A. – Ledda, A. – Caschili, S. – Mulas, M. – Dessena, L. – Modica, G. – Laudari, L. – Fichera, C.R. (2014): Landscape planning and ecological networks, Part A. A Rural System in, TeMA - Journal of Land Use, Mobility and Environment, DOI: <http://dx.doi.org/10.6092/1970-9870/2485>
- 22 Roekaerts, M. – Opermanis, O. (2018): Status of the Emerald Network of Areas of Special Conservation Interest (ASCI) in 2018, Convention on the conservation of European Wildlife and Natural habitats, T-PVS/PA (2018) 11
- 23 Szabó Sz. (2009): Tájmetriai mérőszámok alkalmazási lehetőségeinek vizsgálata a tájanalízisben, habilitációs értekezés, Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, 2009
- 24 Pascual-Hortal, L. – Saura, S. (2007): Impact of spatial scale on the identification of critical habitat patches for the maintenance of landscape connectivity. Landscape and Urban Planning 83: 176-186, DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.04.003>
- 25 Linehan, J. – Gross, M. – Finn, J. (1995): Greenway planning: developing a landscape ecological network approach, Landscape and Urban Planning 33 179-193, DOI: [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(94\)02017-A](https://doi.org/10.1016/0169-2046(94)02017-A)
- 26 Blasi, C. – Zavattero, L. – Marignani, M. – Smiraglia, D. – Copiz, R. – Rosati, L. – Vico, E. D. (2008): The concept of land ecological network and its design using a land unit approach', Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology, 142:3, 540 – 549, DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/11263500802410892>
- 27 Romportl, D. – Kluchova, A. – Hlaváč, V. – & Strnad, M. – Vlková, K. – Janák, M. – Kadlečík, J. – Zýka, V. – Papp, Cristian-Remus. (2021): Methodology for Identification of Ecological Corridors in the Carpathian Countries by Using Large Carnivores as Umbrella Species, elérhető: [https://www.researchgate.net/publication/354342656\\_Methodology\\_for\\_Identification\\_of\\_Ecological\\_Corridors\\_in\\_the\\_Carpathian\\_Countries\\_by\\_Using\\_Large\\_Carnivores\\_as\\_Umbrella\\_Species](https://www.researchgate.net/publication/354342656_Methodology_for_Identification_of_Ecological_Corridors_in_the_Carpathian_Countries_by_Using_Large_Carnivores_as_Umbrella_Species)
- 28 Sedy, K. – Plutzar, C. – Borgwardt F. – Danzinger, F. – Jurečka, M. – Grillmayer, R. (2022): A Methodology for Standardised Monitoring of Ecological Connectivity – Guidelines for the Analysis of Structural and Functional Connectivity, Danube Transnational Programme DTP3-314-2.3 SaveGREEN project, Environment Agency Austria, Vienna, Austria, ISBN 978-3-99004-659-3,
- 29 de Boer, C. – Vinke-de Kruijf, J. – Özerol, G. – Bressers, H. (2006): Collaborative Water Resource Management: What makes up a supportive governance system?. Env. Pol. Gov., 26, pp: 229-241. DOI: <http://dx.doi.org/10.1002/eet.1714>