

# A tudományos bizonytalanság kezelési módszerei a környezeti döntéshozatalban – avagy hogyan lehet tudományosan megalapozott egyszersmind befolyással bíró ökológiai tanácsot adni?<sup>1</sup>

Sulyok Katalin<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>ELTE Állam- és Jogtudományi Kar Nemzetközi Jogi Tanszék, PhD hallgató  
1053 Budapest, Egyetem tér 1-3.

<sup>2</sup>ELTE ÁJK jogász szak (2012), ELTE TTK biológia BSc szak (2013)  
e-mail: sulyok.katalin@gmail.com

**Összefoglaló:** A természetvédelmi ökológiában régóta ismert probléma, hogy a természettudományos szempontok a környezeti erőforrásokat érintő döntéshozatal során háttérbe szorulnak. A jelenség fő okának sokan a tudományos bizonytalanság kiküszöbölhetetlen jelenlétét tartják, amely minden természettudományos tanácsot terhel bizonyos mértékben. Többféle módszer is ismert a szakirodalomból a tudományos bizonytalanság lehetőség szerinti csökkentésére, helyes kezelésére, amelyek mind az ökológiai szempontok hatékonyabb érvényesítését célozzák a környezeti döntéshozatalban. A jelen tanulmány a szakirodalomban eddig felvetett legfontosabb megoldási javaslatokat ismerteti.

**Kulcsszavak:** ökológiai szempontok hatékony érvényesítése, környezeti döntéshozatal, ökológiai tanács, tudományos bizonytalanság kezelése

## Bevezetés

A politikai és gazdasági döntéshozók gyakran kérik az ökológusok állásfoglalását arról, hogy egy adott emberi beavatkozás milyen következményekkel fog járni a természeti környezetre nézve. Az ökológiai rendszerekről azonban nehéz pontos előrejelzéseket adni, hiszen a természettudományok eredményeit mindig áthatja a tudományos bizonytalanság (*scientific uncertainty*) (De Marchi & Ravetz 1999, Ludwig *et al.* 2001, Regan *et al.* 2002, Harwood & Stokes 2003, Hanssen *et al.*

---

1 A tanulmány a szerző 2013 júniusában védett szakdolgozatának kivonatolt része, amelyet az ELTE Természettudományi Kar biológia BSc szakán készített (konzulens: Dr. Pásztor Erzsébet).

2009, Sigel *et al.* 2010). A tudományos bizonytalanságnak számos forrása van, többek között a természeti rendszerek komplexitása, sztochaszticitása, nemlineáris viselkedése, valamint a tudós szubjektivitásából vagy a modellezés és mérés hibáiból fakadó bizonytalansági okok. Mindezek végső soron arra vezetnek, hogy az ökológiai rendszerek jövőbeli viselkedésének számos eleme a döntéshozók által elvárt bizonyossággal megjósolhatatlan.

A *scientific uncertainty* kiküszöbölhetetlen jelenléte miatt a környezeti erőforrásokat érintő döntéshozatali folyamatokban a természettudományos szempontok gyakran torzulnak, háttérbe szorulnak (Lélé & Norgaard 1996, Ludwig *et al.* 2001). Ennek oka, hogy a döntéshozók – köszönhetően többek között a bizonytalansági tényezőknek – nehezen győzhetők meg ökológiai érvekkel (Wam 2010). A bizonytalanság formáit tetézi a közös nyelv hiánya is. Hosszú távon eredményes változást ezért csak az hozhat, ha a gazdasági-politikai döntéshozók és a tudósok jelenlegi két táborra oszlott csoportjai átrendeződnek, és a hatékony együttműködés irányába mozdulnak el (Wam 2010). Ennek előfeltételeként akár az időleges ellentéteket is el kell fogadni a szereplők két csoportja között (Wam 2010).

Az „ideális” döntéshozatal – amely során a tudományos érvek leginkább érvényesülhetnek – megvalósításához mind a természettudósoknak mind a döntéshozóknak reagálni kell a *scientific uncertainty* jelenségére. Ahhoz, hogy az ökológusok hatékonyan tudják érvényesíteni szempontjaikat a döntéshozatali folyamatban, a bizonytalanság formáit megfelelően kell interpretálniuk, kezelniük és kommunikálniuk a döntéshozók felé. Ez utóbbiak pedig a bizonytalanság természetének és szerepének jobb megértésével tudják segíteni az ökológiai szempontok érvényesülését.

A tudományos bizonytalanság kezelésének hatékony ökológusok által javasolt gyakorlati megoldásait tekinti át e tanulmány az alábbiakban.

## Módszerek

A szakirodalmi példák áttekintésével arra a kérdésre keresem a választ, hogy milyen módszerekkel segíthető a környezeti döntések hatékony tudományos megalapozása, azaz milyen módszerekkel érhető el, hogy – elsősorban a tudományos bizonytalanság csökkentése révén – a tudományos szakvélemények ne szoruljanak háttérbe.

A környezeti döntéshozatal nemcsak a tárgyaül szolgáló ökológiai jelenség komplexitása miatt összetett feladat, hanem a folyamatban részt vevő tudományterületek (természettudományok és főként jogtudomány illetve közgazdaságtan)

eltérő szemlélete és módszertana okán is. A két oldal együttműködése azonban a nehézségek ellenére is megkerülhetetlen, annál is inkább, mivel a környezeti döntés tekintetében megengedhető kockázat szintjének meghatározását a természettudomány nem tudja egyedül végezni (De Marchi & Ravetz 1999).

A következőkben áttekintem, hogy az ökológiai szakirodalomban milyen megoldási javaslatok ismertek a tudományos bizonytalanság lehetőség szerinti csökkentésére. Felmerül a kérdés: létezik-e egy önálló univerzális módszer, amely képes kezelni a bizonytalanság összes formáját? Regan *et al.* (2002) szkepticizmusra intenek az olyan integrált megoldási módszerek ígéretével kapcsolatban, amely a sokrétű bizonytalansági források mindegyikét kezelni tudná. Az alább bemutatott módszerek döntő többsége is a bizonytalanságnak csak meghatározott formáit képes kezelni.

A szakirodalom áttekintése során a vizsgált módszereket azon szempont alapján osztályoztam, hogy a döntéshozatal melyik fázisában igyekszik kezelni a tudományos bizonytalanságot. A vizsgált módszerek elhelyezkedését a környezeti döntéshozatal fiktív „időskáláján” az 1. táblázat mutatja be.

**1. táblázat.** A vizsgált kezelési módszerek rendszerezése aszerint, hogy a bizonytalanságot a döntéshozatal melyik szakaszában kívánja csökkenteni.

A vizsgálat rendezőelve	Eredmények	Módszerek
A döntéshozatal mely szakaszában igyekszik kezelni a bizonytalanságot?	(i) az ökológia eredményeinek szintjén ható megoldás	– Bayes-féle statisztika – adaptív management – bizonyítékokon alapuló természetvédelem
	(ii) a társadalomtudományokkal való érintkezés során (az ökológia eredményeinek „tolmácsolásakor”)	– bioökonómia modellezési módszertana – a természettudomány „segítő” funkciója – peer-review a szakvélemények esetében – társadalmi részvétel, a döntéshozatali folyamatok átláthatósága – elővigyázatossági alapelv
	(iii) az egész döntéshozatal egészét érintő megoldások	– Harwood-féle modell – Sigel-féle módszer

A részletesen bemutatott módszerek tehát az alábbiak: (i) a Bayes-féle statisztika; (ii) az adaptív management kezelési módszere; (iii) bizonyítékokon alapuló természetvédelem; (iv) a bioökonómia modellezési módszertana; (v) a tudomány „segítő funkciójának” megközelítése; (vi) a szakvélemények peer-review-ja; (vii) a

társadalmi részvétel biztosítása a döntéshozatali folyamatokban; (viii) az elővigyázatosság alapelv; (ix) a Harwood-féle módszer; valamint (x) a Sigel-féle módszer.

## Eredmények

### *1. A Bayes-féle statisztika alkalmazása*

A *scientific uncertainty* kezelése a bevett tudományos álláspont szerint annak számszerűsítése, gyakoriságának meghatározása útján lehetséges. A jelenségek vizsgálatakor minden potenciális kimenethez valamilyen valószínűséget rendelnek, amelyek azt fejezik ki, hogy milyen mértékben várható az adott esemény bekövetkezése. A valószínűségek tehát relatív gyakoriságként is felfoghatók, és így a bizonytalanság mértéke számszerűsíthető. Mindez azonban csak olyan esetekben alkalmazható hatékonyan, ha az összes lehetséges kimenetel ismert, és a valószínűségük megbízhatóan megadható. A bizonytalanság mértékének számszerűsítése tehát meglehetősen pontos ismereteket igényel az adott szituációról (Sigel *et al.* 2010). Laplace klasszikus gyakoriságokkal, Bernoulli frekventista statisztikával, míg Bayes szubjektív gyakoriságokkal próbálta megadni a tudományos bizonytalanság mértékét (Sigel *et al.* 2010).

A frekventista és a Bayes-féle statisztika négy lényegi különbsége Ellison (2004) szerint az alábbiak. A klasszikus statisztika egy „Y” adat valószínűségét becsüli meg egy adott H hipotézis esetén, míg a Bayes-féle módszer annak mértékét adja meg, hogy az adott H hipotézis milyen valószínűséggel lesz igaz „A” adat esetében. A két módszer különbözik valószínűség-definíciójában is: a frekventista felfogás szerint a valószínűség az események hosszútávú relatív gyakorisága, a Bayes-féle fogalom szerint pedig az az egyén meggyőződésének mértéke az esemény bekövetkezésének valószínűségéről. A Bayes-féle statisztika ezen a ponton tartalmazza a sokak által vitatott szubjektív elemet. A klasszikus statisztika csak a mintavételezés adataival számol, míg a Bayes-féle számítás a mintavételi adatok mellett tartalmaz egy a priori valószínűségi eloszlásnak nevezett paramétert, amely a vizsgálat előtt, attól függetlenül létező hipotézisre vonatkozó modellből származik.

A közelmúlt környezeti kutatásai eltérő módszereket használnak a bizonytalanság leírására, meghatározására. A természetvédelmi kérdések terén többen a Bayes-féle statisztika alkalmazhatósága mellett foglalnak állást (Ludwig *et al.* 2001, Regan *et al.* 2002, Harwood & Stokes 2003, Ellison 2004, Schultz 2008). Az adaptív management módszere is a Bayes-féle statisztikát használja az alternatív kezelési módszerek közötti választáshoz. A módszer sokszor

hangoztatott előnye, hogy lehetőséget ad iterációra, és direkt módon kifejezhető általa a bizonytalanság (Ellison 2004). Azokban az esetekben különösen hatékonyabb a klasszikus statisztikánál, amikor a paraméterek értékeiről csak hiányos információval rendelkezünk. Ugyanakkor a számítási nehézségek és a túlzott szubjektivitás vádjai miatt a Bayes-féle statisztika még mindig nem használt széles körben (Ellison 2004).

## *2. Az adaptív management megoldása*

Az adaptív kezelés módszere nyíltan elismeri a döntéshozók ismereteinek bizonytalanságait, hiányosságait, e bizonytalanságokat a természeti rendszerek inherens velejáronak tekinti. E módszer vallja, hogy nem is lehetséges kiválasztani egy, legmegfelelőbb kezelési módszert. Ehelyett alternatívákat vizsgál, és azokat folyamatosan nyomon követve információkat gyűjt a különböző beavatkozások hatásairól. Kezelési megoldások keresése helyett, a kidolgozott döntési alternatívákat hipotéziseknek tekinti (Gosselin 2009). Lényegében mindez egy kísérlet arra, hogy a tudományos kutatást a kezelés folyamatába integrálja, azáltal, hogy tanulási mechanizmusnak tekinti a döntéshozatali folyamatot.

E módszert több mint 20 éve kezdték el alkalmazni, azonban mind a mai napig nem terjedt el széles körben, holott több szakértő is ezt tartaná kívánatosnak (Linkov *et al.* 2006). Általánosan elfogadott definíció híján azonban a szakértők általában más-más módszert értenek adaptív management alatt, amely megnehezíti a módszer terjesztését (Gosselin 2009).

Gosselin (2009) szerint a döntéshozatali folyamatokra jelenleg az optimális megoldás felkutatásának kényszere és szándéka jellemző (optimalizációs módszer), amelynek során a legjobb elérhető tudományos eredményekre támaszkodva hozzák meg a döntést. Ezzel szemben az adaptív management aktív formája azt jelenti, hogy több alternatíva zajlik egymással párhuzamosan kísérleti jelleggel, a kimenetet folyamatosan összevetik egy izolált kontrollcsoporttal. A passzív adaptív management lényege pedig az, hogy egyidejűleg csak egyféle kezelés történik folyamatos monitorozás mellett. A monitoring eredményeként szükség esetén változtatnak a modell paraméterein és így a kezelés jellegén. A kezelési célok rögzítése után a szabályozni kívánt rendszer modellezése zajlik. Integrált modellek – amelyek az ökológiai dimenzió túl explicite magukban foglalnak költség tényezőket és társadalmi megfontolásokat is – igen ritkán készülnek. A modell felállítása után a többféle kezelési alternatíva kidolgozása és párhuzamos megfigyelése történik.

Az adaptív management esetében lényegi különbség az optimalizációs döntéshozatalhoz képest, hogy amennyiben a vizsgált kezelési alternatíva a monitoring értékelése alapján elbukik, az adaptív tanulási folyamat hatására megváltozik a kezelési módszer. A management alapvető célja, hogy a tanulási folyamat révén redukálja az ismeretek bizonytalanságait. A folyamat fontos eleme a döntéshozók aktív bevonása és tájékoztatása – végtére is mindenkit érintő kísérletnek is felfogható a mechanizmus –, ennek elmaradása bizalmatlanságot és sok esetben politikai nyomásgyakorlást eredményez.

### 3. Bizonyítékokon alapuló természetvédelem

A természetvédelmi kezelési módszereket illető tudományos bizonytalanságban az is közrejátszik, hogy az ökológiai szakvélemények jó része az ökológiai modellekre és nem a kísérleti eredményekre támaszkodik, holott a modellezéssel (a modellezésben inherensen benne rejlő bizonytalanság folytán) a környezeti beavatkozás várt hatása teljes pontossággal nem jósolható meg (Regan *et al.* 2002). Az előzőekben bemutatott adaptív management módszere is jól példázza, hogy a kísérletes szemléletnek a természetvédelem területén is létjogosultsága és pozitív hozadéka van a bizonytalanság csökkentése szempontjából is.

Szintén ezt a szemléletmódot vallja a bizonyítékokon alapuló természetvédelem (*evidence based conservancy*) koncepciója is. Az irányzat támogatói olyan (internet alapú) adatbázisok létrehozását szorgalmazzák, amelyekben a már megvalósult kezelési módszerek eredményeit, tanulságait teszik elérhetővé a szakemberek számára, segítve ezáltal a megfelelő kezelési módszer kiválasztását (Sutherland *et al.* 2004). A természetvédelmi kísérletek térnyerése hatékony eszköze a tudományos bizonytalanság csökkentésének is, ezért alkalmazásuk mindenképp kívánatos.

### 4. Együttműködés ökológusok és közgazdászok között – a bioökonómia híd szerepe

Az ökológiai szempontok hatékony tolmácsolását a modellezés fázisában igyekszik elősegíteni a bioökonómia (*bioeconomics*) interdiszciplináris módszere. A közgazdászok és ökológusok közös modellalkotását nehezíti, hogy módszertanuk több ponton is eltérő.

Wam (2010) a természettudósok és döntéshozók tábora közötti ellentétek potenciális formái közül három fő terület-specifikus alapformát nevesít. A fő ütközőpont az ökológusok által gyakran vallott nézet az ökológiai rendszerek nem redukálható komplexitásáról. További probléma a szintén ökológusok által széles körben

elfogadott elővigyázatossági elv szerepe és tartalma, végül a közgazdászok által vallott axiómában sincs egyetértés, miszerint mindennek megadható a pénzbeli forgalmi ellenértéke, ára (ún. *tradeability principle*). Az ökológusok közül a nem redukálható komplexitást valló felfogás képviselői pedig nem kívánják elfogadni a közgazdászok által javasolt egyszerűsítő modelleket. Az elővigyázatossági alapelvek különféle megítéléséről a későbbiekben még szó lesz. A természeti értékek forgalmi ellenértékének meghatározásában segíthet a bioökonómia interdiszciplináris módszertana.

Wam (2010) cikkében a bioökonómia fejlődő tudományának hídképző szerepet szán az ökológusok és a közgazdászok között. E módszertan mind társadalomtudományi, mind ökológiai szempontokat, elméleteket figyelembe vesz a természeti erőforrások dinamikájának leírásához. Az 1950-es évek óta önállóan nevesített módszertan az utóbbi három-négy évtizedben indult jelentős fejlődésnek, mára már komplex ökológiai és gazdasági technikákkal is képes modellezni a sok fajtából álló rendszereket. A bioökonómia „hídja” az ökológia empirikus szemléletmódját és a gazdaságtan elméleti megközelítésmódját köti össze.

A fő vitás kérdés e két tudományterület között abban áll, hogy mennyi empirikus adat szükséges a biztos ismeretek megalapozásához. Wam (2010) szerint az empirikus – elméleti vita feloldható, amennyiben a szakértők szoros és valódi együttműködés keretében igyekeznek megadni az adott esetre konkretizált választ. Ahogy arról az előzőekben is volt szó, a modellalkotásuk között is alapvető a különbség. Habár a közgazdászoknak is nehézséget okoz a nem materiális közjavak beárazása, annak érdekében, hogy modellezéseik során értelmezni tudják azokat, árakat rendelnek hozzájuk. A közjavak – így a természeti tárgyak, élőhelyek – piaci ára az az ár lesz, amelyet a társadalom hajlandó lenne fizetni értük. Ezt a felfogást, és az így kapott pénzbeli értéket az ökológusok azonban gyakran összemérhetetlennek tartják a természeti tárgyak által valójában képviselt értékekkel (Wam 2010).

A bioökonómia megoldása abban hoz újdonságot, hogy a biológiai entitásokhoz pénzben kifejezett értékeket rendel (Wam 2010). Minden bemenő paraméter rendelkezik egy negatív vagy pozitív értékkel, a kimenő paraméterekre gyakorolt hatása szerint. A közös modellalkotás mindkét részről kompromisszumokat igényel, valamint a belátás, disztingválás, relativizálás képességét, amikor is a résztvevők nyitottak annak elismerésére, hogy saját tudományuk szemlélete, ismerete és értékítélete nem az abszolút, és nem a kizárólagos igazságot jelenti. Wam szerint a közgazdászoknak el kell fogadniuk, hogy a modellben lesznek piacidegen ténye-

zők, például ökológiai kikötések, feltételek; az ökológusoknak pedig a monetáris értékben kifejezett kimenőtényezők létét kell elfogadniuk.

##### 5. A természettudomány „segítő funkciója”

Szintén az ökológusok és döntéshozók hatékonyabb együttműködését kívánja szolgálni Hanssen *et al.* (2009) által leírt módszer.

Hanssen *et al.* (2009) az ökológusok döntéshozatalban betöltött lehetséges szerepét két szélsőséges modellel érzékeltetik: a tudós feladata lehet a döntéshozók megnyugtatása, igazolása, és ezáltal álláspontjuk depolitizálása a társadalom felé rövid távú, ellentmondásmentes adatok szolgáltatásával; ideális esetben azonban a tudósok már a stratégiaalkotás korai szakaszától fogva részt vesznek a döntés meghozatalában, és véleményezik az alternatív tervezeteket. A tudomány szerepe ez esetben nem pusztán adatszolgáltatás: a született döntés monitorozásában, értékelésében is részt vesz, így az ökológiai és társadalmi érvek egyensúlyba kerülnek a *policy making* folyamatában. Hanssen *et al.* (2009) az ökológusok lehetséges előbbi funkcióját „megnyugtató funkciónak”, a kívánatos utóbbit pedig „segítő funkciónak” nevezi.

Hanssenék megoldási javaslatának lényege, hogy az ökológusok a „segítő funkció” jegyében vegyenek részt a döntések meghozatalában. Ennek előfeltételeként a meglévő értékrendbeli és szemléletbeli különbségeken felülemelkedve a természettudósok és döntéshozók között konszenzust kell teremteni az együttműködéshez. Meg kell állapodni a munka kereteiben, így például maximalizálniuk kell a megoldás mindenki számára elfogadható bizonytalansági szintjét. Mindehhez egy független, egyetértésben kijelölt mediátor alkalmazása szükséges, aki végigköveti az együttműködés folyamatát, segít strukturálni a problémát, segíti a kölcsönös megértést. E mediátor segíti, hogy a felek közösen megfogalmazzák a politikai szempontból lényeges indikátorokat, kitételeket, valamint a kutatási terv időbeli ütemezését. A döntéshozók által kimunkálható alternatívák tekintetében a folyamat legelején le kell szőgezni a természeti erőforrás ökológiailag megengedhető kitermelési maximumát, az így születő tervezeteket az ökológusokkal értékelteni kell. A fenti módszer előnye, hogy robosztusabb, megbízhatóbb döntés születik e folyamat végén. A „segítő funkció” előfeltétele tehát, hogy a megoldás irányában, a kívánatos végállapotban, a munka kereteiben egyetértés legyen a felek között.

A „segítő funkció” konkrét tartalma és a politika szerepe e módszer szerint a tudományos bizonytalanság függvényében változik. Eszerint a bizonytalanság



alacsony szintje és a konszenzus nagy mértéke esetén a tudomány feladata a megoldás megtalálása, a politikáé pedig e megoldás érvényre juttatása. Alacsony konszenzus és alacsony bizonytalansági fok mellett a tudósoknak alkalmazkodni kell a döntéshozók által kijelölt megoldáshoz. Amikor mind a bizonytalanság, mind a konszenzus foka magas, a természettudósoknak érvei alapján kell megállapítani a kívánatos megoldást, s azt a politikai döntéshozóknak el kell fogadniuk. Magas bizonytalansági tényező és alacsony konszenzus esetén a tudománynak jeleznie kell a probléma túlzott komplex voltát, és sürgetnie kell a szakmai párbeszédet, amelyben a politikának aktívan kell részt vennie. Ilyen körülmények között kedvezőtlen eredményre jutunk, ha a politikai, ill. gazdasági érdekek a megnyugtató funkcióba kényszerítik az ökológusokat, és csak a kiválasztott döntést alátámasztó tudományos érveket veszik figyelembe.

#### *6. A peer-review és a társadalmi részvétel megkövetelése*

Több szerző is felhívja a figyelmet a szakmabeliek által ellenőrzött szakvélemény-adás módszerére, amely hatékony eszköze lehetne az adott természettudományos tanács legitimitásának, robosztusságának alátámasztására (Doremus 1997, Schultz 2008). A peer-review előfeltételként való megkövetelése a figyelembe vett szakvélemények tekintetében a döntéshozatal átláthatóságát is növelné a társadalom számára. Ezáltal megfékezhető lenne, hogy szakmai kérdésekben pusztán politikai alapú döntés szülessen. E módszer intézményesítése nagyban hozzájárulna a közigazgatási hatóságok munkájának eredményességéhez, hiszen azok szakmai kompetenciája gyakran elmarad a független szakértőkéétől.

Az igazságszolgáltatás során érvényesülő tudományos vélemények esetében is fontos lenne, hogy a bírák rendelkezésére álljon olyan objektív mérce, amely segítségével megítélhetik egy szakvélemény tudományos súlyát, és így bizonyító erejét. E célt szolgálja az Amerikai Egyesült Államok joggyakorlatában kifejlesztett ún. Daubert-standard (Schultz 2008). Ez a módszer segít abban, hogy bizonyos ismérvek alapján a bírák megítélhessék a kapott szakvélemény tudományos megalapozottságát. A következőket vizsgálják: történt-e peer review a vélemény kialakítása során, publikált tudományos eredmény-e illetve, hogy a szakvélemény az adott szakterület általánosan elfogadott módszertanával nyert adatokra épül-e, valamint tartalmaz-e hibaarányra vonatkozó számításokat (Schultz 2008).

A tudományos bizonytalanságot nem csak az igazságszolgáltatásnak, de a közigazgatási rendszernek is kezelnie kell, például a különféle engedélyeztetési, ellenőrzési eljárások során. A döntéshozatal eredményesebben tudná kezelni

a bizonytalansági tényezőket, ha a tudomány munkamódszeréből átemelné a nyitott kommunikációt, iterációt, az átláthatóságot illetve a hosszú távú tanulási folyamatra való törekvést (Doremus 1997).

A transzparencia azért is fontos követelmény, mert ezáltal csökkenne az ökológiai megalapozottsággal leplezett, pusztán politikai érdekeknek megfelelő döntések előfordulási aránya. Mindezek alapján igen kívánatos az átláthatóság követelménye, azonban kérdéses, hogyan lehet motiválni a folyamat résztvevőit (Schultz 2008). A döntések háttérének és a szabályozás alapjául szolgáló érvek bizonytalansági tényezőinek ismertetésével ugyanis a politikusok elveszítenék annak lehetőségét, hogy a megcáfolhatatlan tudományos okokra hivatkozva értékalapú döntéseiket „tudományossá” maszkírozzák át, amelyek egyébként értékválasztásuk miatt szavazói támogatottságuk csökkenéséhez vezethetnek. Továbbá a tudósokat is demotiválhatja, hogy a transzparens eredményeik társadalmilag vitathatóvá tehetők.

A transzparencia és a társadalmi részvétel irányába mutató gyakorlat hazánkban tetten érhető: a környezet- és természetvédelemmel foglalkozó társadalmi szervezetek részt vehetnek ügyfélként egy-egy beruházás engedélyeztetési eljárásában.

### *7. Az elővigyázatossági alapelv szerepe*

A *scientific uncertainty* jelenségére adott válasz a kockázatkerülő attitűdtől a kockázatvállaló magatartásig terjedő skálán mozoghat (Schultz 2008). A kockázatvállaló álláspont csak a robosztus tudományos érveket fogadja el döntőnek az adott tevékenység korlátozásának szükségessége, megengedhetősége kapcsán, a bizonyítási terhet pedig a szabályozást szorgalmazókra telepíti. A korlátozás bevezetése ez alapján csak akkor lehetséges, amikor a tudomány eredményei igen magas bizonyossággal támasztják alá a tevékenység környezetkárosító voltát.

Az elővigyázatossági alapelv (*precautionary principle*) a skála kockázatkerülő végén helyezkedik el. E szemléletmód – szigorú értelemben véve – a károsító hatás bizonyítása kapcsán a bizonyítási terhet a környezetkárosítóra telepíti, tehát a környezetterhelőnek kell tudnia bizonyítani, hogy tevékenysége nem káros (Collins 2013).

Az elővigyázatosság elvét az 1992-ben elfogadott ENSZ Riói Deklaráció 15. alapelve is rögzíti, amely széles körben elterjedt alkalmazása révén mára a nemzetközi államközösségre kiterjedő nemzetközi jog szokásjogi szabályává vált (Collins 2013). Az alapelv megfogalmazása szerint, amikor súlyos vagy visszafordíthatatlan károkozás veszélye áll fenn, a teljes tudományos bizonyosság

hiányára hivatkozással nem lehet elhalasztani a környezetrombolást megelőző, költséghatékony intézkedéseket. Látható, hogy itt az elővigyázatossági elv egy kevésbé erős garanciaként fogalmazódik meg a bizonyítási teher megfordulásához képest, hiszen eszerint a teljes tudományos bizonyosság hiánya nem a környezet-terhelő magatartás megakadályozását, hanem az állami beavatkozás lehetőségét jelenti csak (Sachs 2011).

Az elővigyázatosság alapelvét az Európai Unió Bizottsága is elismerte 2000. február 2-i közleményében. Az Unió szerint ez az elv akkor alkalmazandó, amikor a tudományos bizonyítékok elégtelenek, bizonytalansággal terheltek, vagy nem egyértelműek, és a tudomány által előre jelzett potenciális veszélyeztetés mértéke nem egyeztethető össze az Unió által statuált védelmi szinttel. Az Európai Unió álláspontja szerint a veszélyeztetés lehetőségét vizsgálni kell mind a környezet, mind az élővilág, mind az emberi egészség szempontjából (Wam 2010).

Opdam *et al.* (2009) javaslata szerint minél nagyobb a bizonytalanság foka, annál nagyobb mértékben kell anyagiakat áldozni az esetleges veszély kezelésére a beavatkozást végzőnek. Az esetlegesen környezetkárosító tevékenység adott esetben engedélyezhető, ám folyamatos monitoringot kell végezni a bizonytalanság kiküszöbölésére. Amint a bizonytalan és kevésbé valószínű károsító esemény bekövetkezik, rögtön le kell állítani a tevékenységet. Ezt a kívánatos munkamódszert nevezi Opdam „*finger-on-the-pulse*” – „légy résen” – elvnek.

Az elővigyázatossági alapelv széleskörű alkalmazása jellemző az utóbbi idők halászati szabályozásaira is, amely nagy előrelépés a korábbi kezelési módszerhez képest. Az 1995. évi nemzetközi halászati egyezmény kimondja, hogy amíg nincs elég adat a hosszú távú fenntarthatóság megbecsülésére, az elővigyázatosság alapelvének kell érvényesülnie a halpopuláció védelmében és kezelésében. Tehát a részes államok többé nem élveznek szabadságot a tekintetben, hogy a védelmi intézkedésekkel késlekedjenek-e, ill. megvárják-e a halállomány drasztikus veszélyeztetettségét. Ez a koncepció merő ellentéte az eddigi szabályozásnak, amely korábban csak a krízishelyzet beállta után reagált a problémákra (Birnie *et al.* 2009).

Amíg az elővigyázatossági alapelv az ökológusok, természetvédők és a környezetjogászok (Bándi 2006) nagy többsége szerint kívánatos szemlélet, addig a politikai döntéshozók körében már inkább vitatott a megítélése. Habár a gazdasági szféra több szereplője is a szavak szintjén hangsúlyozza ezen elvet, azt a legtöbbször kizárólag antropocentrikus értelmezéssel teszi, amely alapjaiban eltér az ökológusok kiterjesztett értelmezésétől. Giddens (2009) szerint az alapelv csak

a kockázat egyik, negatív oldalára fókuszál, és megfelekedzik a kockázat pozitív oldaláról. A politikusok által kedvelt érv szerint a kockázatra adható másik válasz ugyanis az innováció, így a kockázatt vállalás nagyban hozzájárul a tudomány fejlődéséhez, a jólét növeléséhez.

Az ökológusok és a döntéshozók ellentétes interpretációja jelzi, hogy az elővigyázatosság kívánatos mértéke egy értékválasztási kérdés. A társadalom értékválasztásainak meghatározásával a jogtudomány foglalkozik, látható azonban hogy az elővigyázatosság kérdése esetében ezt csak a természettudománnyal együtt képes helyesen elvégezni. Ez a terület is rámutat a döntéshozók és az ökológusok szoros együttműködésének igényére.

*8. Az ökológiai tanácsot megalapozó ideális folyamat modellje* Harwood szerint Harwood & Stokes (2003) a halászati szektorban szerzett tapasztalataik alapján a természettudományos tanács létrejöttének folyamatában három lépést különítenek el. E lépéseket modellekkel írják le, amelyek paraméterei a döntéshozatali folyamat során változhatnak.

Az első lépésben a tudósok a modellalkotás sarkított rákérdezése folytán, bizonyos szempontokat kiragadva interpretálják a vizsgált jelenséget. Az első lépés során tehát az ökológusok több absztrakt modellt is alkotnak, hogy leképezzék a vizsgált folyamatot. E lépésnél fejt ki hatását a modellezés hibája. A folyamat következő lépése, hogy a modellezett folyamatokról adatokat kell gyűjteni, paramétereikről ismereteket kell szerezni. Ez tehát a megfigyelés modellje, amelyek a megfigyelés hibáival, az adatok bizonytalanságaival terhelt. A harmadik, utolsó lépés az alkalmazási folyamat során létrejött modelleket veszi számba: a megfigyelés tanulságai alapján kiválasztott kezelési módszer szükségképpen a gyakorlati alkalmazás hibáival lesz terhelt. A megválasztott szabályozás végül hat az eredetileg vizsgált ökológiai jelenségre, amely változást idézhet elő abban.

A Harwood-féle leírásban tehát az absztrakt modellek folyamatosan változnak a döntéshozatali folyamat során. Az első, modellezési lépéshez az „elvárt teljesítményjellemző” rendelhető, amely a kívánatos paramétereket jelöli. A második, megfigyelési lépéshez az „észlelt, megfigyelt teljesítményjellemző” társítható. Amennyiben e kettő között eltérés van, a döntéshozatali folyamatban visszacsatolás útján eltérésváltozást eredményez a management modellben, tehát változik a kezelési módszer, amely végső soron visszahat a szabályozott ökológiai rendszerre. A megfigyelési modell értelemszerűen az adatgyűjtés hibáit testesíti meg, míg a végrehajtási modul Harwoodék esettanulmányában

a halászati kérdésekben kvótákat és az azokhoz tartozó hatásokat tartalmazza (pl. a túlhalászat mértéke).

### *9. A Sigel-féle módszer*

Sigel *et al.* (2010) a fontosabb környezetvédelmi döntéshozatalokhoz az alábbi lépéssort javasolja. Elsőként fel kell térképezni a bizonytalanság forrásait, lehetőség szerint meg kell adni jelentőségbeli sorrendjüket. Majd minősíteni kell őket, hogy adatra vagy normára (értékre) vonatkozó bizonytalansági tényezők-e. Ez után meg kell becsülni a bizonytalanság csökkentésének esélyét – meg kell vizsgálni, hogy mennyiben szerezhető további ismeret az adott kérdéstről. Végül ahol elég ismeret áll rendelkezésre a körülményekről, valószínűséget kell rendelni a várható eseményekhez.

## Értékelés

A fentebb bemutatott módszerek egyike sem vállalkozott arra, hogy a tudományos bizonytalanságot teljesen kiküszöbölje, hiszen az a természettudomány eredményei tekintetében nem is lehetséges. Éppen ezért kiemelten fontos, hogy az ökológusok a kiküszöbölhetetlen mértékű tudományos bizonytalanság létét és szerepét megfelelően kommunikálják a döntéshozók felé.

Egyesek azzal vádolják a természettudósokat, hogy a bizonytalanság megfelelő tolmácsolása híján rendre elbuknak a döntéshozatal során adott tanácsadás terén, és épp ezért befolyásuk e folyamatokra egyre csökken. Ha a valós kép nem is ennyire borús, az ökológusoknak fejlődniük kell a bizonytalanság tolmácsolásában (Harwood & Stokes 2003). Harwood & Stokes (2003) szerint ökológiai tanács adása előtt a komplex rendszerelemzés bonyolult eredményét le kell tisztázni, és egyértelműsíteni kell, hogy annak eredménye érthetően közölhető legyen a döntéshozókkal.

A hatékony és megalapozott tudományos tanácsadásának feltételei tehát a bizonytalanság lehetséges mértékben való csökkentése a fentebb bemutatott módszerek révén, valamint azt követően a bizonytalanság megfelelő kommunikációja a döntéshozók felé.

*Köszönetnyilvánítás* – Köszönettel tartozom Dr. Pásztor Erzsébetnek, az ELTE TTK Genetika Tanszék adjunktusának, a jelen tanulmány kiindulópontjául szolgáló szakdolgozat konzulensének, értékes meglátásaiért és szakmai iránymutatásáért.

## Irodalomjegyzék

- Bánda, Gy. (2006). *Környezetjog*. Osiris, Budapest.
- Birnie, P., Boyle, A. & Redgewell, C. (2009): *International Law & the Environment*. Oxford, University Press
- Collins, M. L. (2013): Security of the person, peace of mind: a precautionary approach to environmental uncertainty. – *Journal of Human Rights and the Environment* **4**: 79–100.
- Doremus, H. (1997). Listing decisions under the Endangered Species Act: Why better science isn't always better policy? – *Washington University Law Quarterly* **75**: 1029–1152.
- De Marchi, B. & Ravetz, J. R. (1999): Risk management and governance: a post-normal science approach. – *Futures* **31**: 743–757.
- Ellison, A. M. (2004): Bayesian inference in ecology. – *Ecology Letters* **7**: 509–520.
- Giddens, A. (2009): *The Politics of Climate Change*. Cambridge, Polity Press
- Gosselin, F. (2009): Management on the basis of the best scientific data or integration of ecological research within management? Lessons learned from the Northern spotted owl saga on the connection between research and management in conservation biology. – *Biodiversity Conservation* **18**: 777–793.
- Hanssen, L., Rouwette, E. & van Katwijk, M. M. (2009): The Role of Ecological Science in Environmental Policy Making: from a Pacification toward a Facilitation Strategy. *Ecology and Society* **14**: 43
- Harwood, J. & Stokes, K. (2003): Coping with uncertainty in ecological advice: lessons from fisheries. – *TRENDS in Ecology and Evolution* **18**: 617–622.
- Linkov, I., Satterstrom, F. K., Kiker, G., Batchelor, C., Bridges, T. & Ferguson, E. (2006): From comparative risk assessment to multi-criteria decision analysis and adaptive management: recent developments and applications. – *Environment International* **32**: 1072–1093.
- Lélé S. & Norgaard R. B. (1996): Sustainability and the scientist's burden. – *Conservation Biology* **10**: 354–365.
- Ludwig, D. E., Mangel, M. & Haddad, B. (2001): Ecology, Conservation, and Public Policy. – *Annual Review of Ecology and Systematics* **32**: 481–517.
- Opdam, P. F. M., Broekmeyer, M. E. A. & Kistenkas, F. H. (2009): Identifying uncertainties in judging the significance of human impacts on Natura 2000 sites. – *Environmental Science & Policy* **12**: 912–921.
- Regan, H. M., Colyvan, M. & Burgman, M. A. (2002): A Taxonomy and Treatment of Uncertainty for Ecology and Conservation Biology. – *Ecological Applications* **12**: 618–628.
- Sachs, N. M. (2011): Rescuing the Strong Precautionary Principle from its Critics. – *University of Illinois Law Review* 1292–1293.
- Schultz, C. (2008): Responding to scientific uncertainty in U.S. forest policy. – *Environmental Science & Policy* **11**: 253–271.
- Sigel, K., Klauer, B. & Pahl-Wostl, C. (2010): Conceptualizing uncertainty in environmental decision-making: The example of the EU water framework directive. – *Ecological Economics* **69**: 502–510.
- Sutherland, W. J., Pullin, A. S., Dolman, P. M. & Knight, T. M. (2004): The need for evidence-based conservation. – *TRENDS in Ecology and Evolution* **19**: 305–308.
- Wam, H. K. (2010): Economists, time to team up with ecologists! – *Ecological Economics* **69**: 675–679.

## **Methods to cope with scientific uncertainty in environmental decision-making – how to give sound and influential ecological advice?**

Katalin Sulyok

*ELTE University, Faculty of Law, Department of International Law  
H-1053 Budapest, Egyetem tér 1-3., Hungary  
e-mail: sulyok.katalin@gmail.com*

It is a wide known phenomenon in conservation biology that ecological advice is prone to bias in environmental decision making process. The persistent presence of scientific uncertainty is held as a primary reason for the insufficient influence of ecological inputs given by experts to stakeholders. Numerous methods are addressed in literature for identifying and reducing the level of uncertainty in terms of the ecological advices given to stakeholders. The present article presents some of the best practices on the basis of reviewing the respective scientific literature.

**Keywords:** influential ecological advice, conservation biology, environmental decision making, scientific uncertainty, methods to cope with uncertainty