

Veszélyeztetett állatfajok
visszatelepítésének eredményességét
befolyásoló tényezők:
a kékcsőrű réce és az eurázsiai hód
magyarországi visszatelepítésének
összehasonlító elemzése

Szakdolgozat

2003

Írta: Bajomi Bálint

V. évf. biológus hallgató

Témavezető: Takács-Sánta András
tudományos munkatárs

(ELTE TTK Genetikai Tanszék,
MTA-ELTE Evolúciógenetikai Kutatócsoport)

„Tudom, hogy nagyon kis szerepet játszunk csak, de ha munkánkkal a veszélyeztetett fajoknak csak egy kis részét is meg tudjuk menteni a pusztulástól, és erőfeszítéseinkkel több ember érdeklődését tudjuk felkelteni a sürgős és fontos megőrzési munka iránt, akkor nem dolgoztunk hiába.”

Gerald Durrell: Állatkert a kastély körül



Kékcsőrű réce tojó és hím a fülöpházi szaporítótelepen. Fotó: Péchy Tamás

Tartalom

Tartalom	3
Absztrakt	5
1. Bevezetés	6
2. Fogalmak tisztázása.....	9
3. Mitől sikeres egy visszatelepítési program?	10
3.1. Problémák a definíció körül	10
3.2. Nemzetközi felmérések	11
3.3. A felmérések általános megállapításai	14
3.4. A sikert befolyásoló tényezők	16
3.4.1. A visszatelepítés módszerei	19
3.4.2. Az élőhely minősége	22
3.4.3. A faj tulajdonságai	24
3.4.4. Az állomány vad vagy fogságban szaporított	25
3.4.5. Szervezeti és társadalmi tényezők.....	31
3.5. A visszatelepítés mint ökológiai kísérlet.....	32
4. Két hazai esettanulmány.....	33
4.1. A kékcőrű réce (<i>Oxyura leucocephala</i>) program.....	33
4.1.1. A faj természetvédelmi helyzete	33
4.1.2. Szaporítás Fülöpházán.....	36
4.1.3. Visszatelepítés	43
4.2. Az eurázsiai hód (<i>Castor fiber</i>) visszatelepítése	45
4.2.1. A faj természetvédelmi helyzete	45
4.2.2. Visszatelepítés	47

5. A két program összevetése	53
5.1. A visszatelepítés módszerei	53
5.2. Az élőhely minősége	54
5.3. A két faj tulajdonságai.....	55
5.4. Az állomány vad vagy fogságban szaporított	57
5.5. Szervezeti és társadalmi tényezők.....	57
5.6. Monitorozás, dokumentálás, publikálás	57
6. Tanulságok a visszatelepítési programok módszereivel kapcsolatban	59
6.1. Megvalósíthatósági tanulmány.....	59
6.2. Tervezés, előkészítés	61
6.2.1. Adatgyűjtés.....	61
6.2.2. Élőhely-alkalmassági vizsgálatok	61
6.2.3. Populáció-életképességi analízis	63
6.3. Zárttéri szaporítás	64
7. A visszatelepítések szerepe a természetvédelemben.....	65
8. Konklúzió	67
9. Köszönetnyilvánítás	69
10. Irodalomjegyzék.....	69

Absztrakt

A veszélyeztetett állatfajok visszatelepítése a természetvédelmi biológia egyik gyakran alkalmazott módszere. Az ilyen célú programok sikerességét sok tényező befolyásolja, melyek a telepítés során alkalmazott módszerekkel, a faj biológiai tulajdonságaival, az élőhely jellemzőivel és a természetvédelmi programok szervezeti, illetve társadalmi hátterével függenek össze. E tényezők ismerete hasznos lehet a folyamatban lévő programok kivitelezésénél, illetve a jövőbeni visszatelepítések tervezésénél. Több nemzetközi felmérés, elméleti cikk és esettanulmány igyekezett fényt deríteni a sikert befolyásoló tényezők szerepére és relatív súlyára. A visszatelepítések kutatása az elméleti ökológia számára is hasznos eredményeket hozhat, a telepítési programok pedig megfelelő kivitelezés esetén alkalmasak lehetnek egyes elméleti eredmények gyakorlati tesztelésére.

Dolgozatom első részében a visszatelepítések sikerével foglalkozó felmérések és elméleti munkák eredményeit tekintem át, egységes keretbe foglalva az egyes résztémákkal foglalkozó kutatások eredményeit. Ezek után megvizsgálom, hogy az áttekintés során kapott szempontok mennyiben érvényesültek két hazai program, a kékcsőrű réce (*Oxyura leucocephala*) sikertelen, és a hód (*Castor fiber*) sikeres visszatelepítése esetében. A kékcsőrű réce program során mind a zárttéri szaporításnál, mind a visszatelepítésnél problémák adódtak; ezeket részletesen elemzem. A sikertelen programot a sikereőbb hód-visszatelepítéssel összevetve alaposabb elemzésre nyílik lehetőség.

1. Bevezetés

Az utóbbi évszázadokban az emberi tevékenység hatására nagymértékben felgyorsult a fajok kihalása. Ma a kihalások sebessége legalább százszorosa, de akár ezerszerese is lehet az ember megjelenése előtt jellemző értéknél; az előrejelzések szerint a közeljövőben a helyzet tovább fog súlyosbodni (Diamond 1988 és 1989, Magin és mtsai. 1994, Pimm és mtsai. 1995, Sala és mtsai. 2000). Így napjainkban a földtörténet hatodik nagy kihalási periódusát éljük (Standovár & Primack 2001). Ha a mai trendek folytatódnak, ötven éven belül a Föld fajainak több mint egynegyede kipusztulhat (Ehrlich & Wilson 1991).

Az ember okozta globális ökológiai válság veszélye és a biológiai sokféleség megőrzésének igénye hívta életre új tudományágként a természetvédelmi biológiát, melynek fő céljai (Soulé 1985, Standovár 2001, Standovár & Primack 2001):

1. az emberi tevékenység fajok populációira, társulásokra és magasabb szerveződési szintekre gyakorolt hatásainak vizsgálata; valamint ezzel összefüggésben
2. olyan gyakorlati módszerek kidolgozása, amelyek alkalmazásával megakadályozható az eredeti biodiverzitás csökkenése, és ha lehet, megoldható a veszélyeztetett fajok jól „működő” társulásokba való visszaillesztése.

A természetvédelmi szakemberek a második célkitűzés jegyében világszerte mind több esetben igyekeznek visszatelepítési és szaporítási programokkal elősegíteni egy-egy faj túlélését, illetve egy-egy terület élővilágának helyreállítását (Griffith és mtsai. 1989, Sarrazin & Barbault 1996, Sarrazin & Legendre 1999, Snyder és mtsai. 1996). Sokszor a visszatelepítési programok kiindulópontját zárttéri szaporítási programok képezik. Hazánkban több állatfaj esetében is indult visszatelepítési, illetve szaporítási program, ezek közül több ma is folyamatban van. Egyes programok hazánkból teljesen kipusztult fajok, így például a kékcsőrű réce (*Oxyura leucocephala*), a siketfajd (*Tetrao urogallus*), a hód (*Castor fiber*), és az eurázsiai vadló (*Equus caballus przewalski*) visszahonosítását célozták meg. Máskor az adott veszélyeztetett állat megmaradt hazai állományából telepítenek át egyedeket más természetvédelmi területekre (pl. ürge, *Citellus citellus*), vagy létesítenek fogságban szaporított állományt, mint a magyar bucó (*Zingel zingel*), a rákosi (parlagi) vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) és a túzok (*Otis tarda*) esetében (Kovács 2002, Kovács és mtsai. 2002, Márkus 2002, Péteri és mtsai. 2002, Újvári és mtsai. 2002, Sándor 2002 és 2003, Péchy szem.

közl. 2003). Bár sok esetben növényeknél is alkalmaznak hasonló módszereket, dolgozatomban csak állatfajok visszatelepítésével foglalkozom.

Egy faj természetvédelmi célú visszatelepítése, illetve szaporítása hosszú távú elkötelezettséget igénylő, számos nehézséggel járó komplex folyamat. Az ilyen célú programok gyakran igen költségigényesek (Wolf és mtsai. 1996). Fontos tehát a kitűzött célok, az alkalmazott módszerek és az elért eredmények elemzése. Érdekes felmérni, hogy a programok mennyire működnek jól, milyen tényezők befolyásolják a sikerüket, és milyen stratégiák vezetnek a legnagyobb eséllyel sikerhez (Griffith és mtsai. 1989). Szakdolgozatom egyik célkitűzése a téma szakirodalmának áttekintése ebből a szemszögből. A visszatelepítések, áttelepítések és zárttéri szaporítások témaköre a publikált irodalom alapján a természetvédelmi biológia egyik „népszerű”, sokat kutatott területének számít, ugyanakkor hazánkban tudományos szinten egyelőre viszonylag keveset foglalkoztak a kérdéskörrel (Báldi 1998).

A természetvédelmi programok, köztük a visszatelepítési kísérletek hatékonyságának növelését nagyban segítheti a programok független kutatók által végzett, tudományos igényű, átfogó értékelése (Kleiman és mtsai. 2000). A korábbi visszatelepítési kísérletek során alkalmazott módszereknek a sikeresség tükrében történő értékelése az újabb programok tervezésekor is felhasználható tudást eredményezhet (Sarrazin & Barbault 1996). Kutatásaim során két hazai program, a kékcsőrű réce (*Oxyura leucocephala* Scopoli, 1769) és az eurázsiai hód (*Castor fiber*, L., 1758) visszatelepítési kísérletének összehasonlító vizsgálatát is elvégeztem. Dolgozatomban először külön-külön értékelem a két programot, összevetem a külföldi, ugyanazzal a fajjal dolgozó programok tapasztalataival, és a két hazai programot egymással is összehasonlítom. Bár a két faj meglehetősen eltérő rendszertani csoportba tartozik, ebben az esetben mégis összevethető, mivel a madár- és emlős-visszatelepítéseknél hasonló elméleti és gyakorlati problémák merülnek fel, és a telepítési módszerek is sok esetben hasonlóak. Végül a nemzetközi szakirodalom áttekintése során kapott szempontok alapján értékelve a két programot megvizsgálom, hogy az irodalomban említett, sikerességet befolyásoló szempontok mennyiben érvényesülnek a két fajnál, majd a kapott eredmények alapján javaslatokat teszek a visszatelepítéseknél alkalmazott módszerek fejlesztésére.

A részletesen megvizsgált két állatfaj kiválasztásakor a következő szempontok vezéreltek. Egy kudarc okainak feltárásával sok, a sikert befolyásoló tényezőt lehet elkülöníteni, így érdemesnek tartottam ilyen szempontból megvizsgálni a hazai kékcsőrűréce-programot. Annak ellenére, hogy a program a természetvédők között viszonylag nagy

érdeklődést váltott ki a nyolcvanas években, a kudarc okairól nem született publikáció, így munkámmal ezt a hiányt is igyekeztem megszüntetni. Ugyanakkor fontosnak tartottam ezt az esetet egy másik, lehetőleg sikeres programmal is összevetni, hiszen egy komparatív vizsgálat eredményei mindenképpen megbízhatóbbak, mintha csak egy fajra összpontosítanék. Tudomásom szerint a magyarországi természetvédelmi célú állat-visszatelepítési kísérletek közül eddig a hód esetében sikerült a legjobb eredményeket elérni. Ráadásul több évtizedes nemzetközi tapasztalatok állnak rendelkezésre a faj visszatelepítésével kapcsolatban, és számos hozzáférhető publikáció született a témában. Az állati taxonok közül a madarakkal és az emlősökkel kapcsolatban gyűlt össze a legtöbb visszatelepítési tapasztalat, a fellelhető irodalom nagy része is ezen csoportokra vonatkozik (Young 2000); emiatt is előnyösnek látszott egy madár- és egy emlősfajt vizsgálni.

2. Fogalmak tisztázása

Az élőlények szándékos, emberek által végzett telepítésének (*relocation*) több fő típusát különböztetjük meg (Fisher & Lindenmayer 2000, IUCN/SSC 1995, Standovár & Primack 2001 293.-294. o.):

1.) Bevezetés (*introduction*): kísérlet egy faj eddigi elterjedési területén kívül való meghonosítására.

2.) Visszatelepítés (*reintroduction*): kísérlet egy faj újra meghonosítására egykori elterjedési területének olyan részén, ahonnan korábban kipusztult.

3.) Áttelepítés (*translocation*): vad élőlények, populációk szándékos mozgatása jelenlegi elterjedési területük egyik részéről egy másikra. Egyes szerzők a visszatelepítéssel szinonim kifejezésként használják.

4.) Gyarapítás (*supplementation*): újabb, azonos fajú egyedek hozzáadása egy létező populációhoz. Célja a populáció megerősítése, vagy egyes esetekben a genetikai változatosság fenntartása és a beltenyésztéses leromlás elkerülése (Storfer 1999).

A betelepítéseknél, visszatelepítéseknél és gyarapításoknál az egyedek lehetnek vadak, vagy fogságban szaporítottak; az áttelepítéseknél viszont csak vad egyedeket használnak. A felsoroltak közül a természetvédelmi gyakorlatban a visszatelepítésnek van a legnagyobb jelentősége. Ugyanakkor az ökológiai hasonlóságok miatt vadászati vagy gazdasági célú telepítéseket, illetve idegenhonos fajok invázióit is figyelembe vevő kutatások eredményeit is felhasználom. (Bizonyos értelemben az invazív fajok „bevezetésének” is komoly természetvédelmi vonatkozásai vannak kártételeik nyomán; persze ezek nem nevezhetők természetvédelmi célú beavatkozásoknak.) A visszatelepítési programok során gyakran *ex situ* módszerekkel, zárttéri szaporítás (*captive breeding*) segítségével biztosítják a megfelelő számú kiengedhető egyedet.

Bár a természetvédelmi gyakorlatban általában egy-egy ország szintjén beszélnek kihalt, illetve visszatelepített fajokról, a fenti definíciók más térléptékre is alkalmazhatók. Így egy országban több fennmaradt populációval rendelkező faj esetén is lehet értelme egy olyan visszatelepítési programnak, amely populációk létrehozását célozza meg olyan területeken, ahonnan a faj visszaszorult.

3. Mitől sikeres egy visszatelepítési program?

Egy telepítés eredményét számos módszertani, környezeti és az adott faj tulajdonságaitól függő tényező befolyásolja. Mivel a tényezők relatív súlya nagymértékű változékonyságot mutat a különböző programoknál, nehéz általános „szabályokat” megállapítani (Wolf és mtsai. 1996). Ugyanakkor a kérdést vizsgáló nemzetközi felmérések során sikerült több általános érvényű tényezőt elkülöníteni. Ebben a fejezetben ezen felmérések eredményeit tekintem át.

3.1. Problémák a definíció körül

Ahhoz, hogy a visszatelepítési programok eredményei mögött rejlő okokat vizsgálni lehessen, először megfelelően definiálni kell, hogy mikor minősíthetünk egy programot sikeresnek. A szakirodalomban több ilyen meghatározást is találunk (lásd pl. Seddon 1999, Sarrazin & Barbault 1996); ugyanakkor egyelőre nincs olyan általánosan elfogadott és alkalmazott pontos definíció, amely a gyakorlatban is használható, és ökológiailag is megfelelőképpen megalapozott (Fisher & Lindenmayer 2000). Pedig fontos lenne, hogy a programok, illetve az alkalmazott módszerek értékelése azonos szempontok alapján történjen, hiszen így jóval megbízhatóbbá válnának a programok összevetésén alapuló elemzések eredményei.

Az alkalmazott definíciók közül Griffith és mtsai. (1989) meghatározása a legelterjedtebb, a nemzetközi felmérések többsége (Griffith és mtsai. 1989, Beck és mtsai. 1994, Wolf és mtsai. 1996, Fisher & Lindenmayer 2000) is ezen alapszik. Eszerint akkor nevezhetünk sikeresnek egy programot, ha annak során önfenntartó populációt sikerül létrehozni. Ez összhangban van a Természetvédelmi Világszövetség (IUCN, *International Union for Conservation of Nature and Natural Resources*) ajánlásával, miszerint a visszatelepítések fő céljaul azt kell kitűzni, hogy a kérdéses fajnak önfenntartó, vadon élő populációja alakuljon ki (IUCN/SSC 1995). Ugyanakkor a definíció túl általános, így nehéz a gyakorlatban alkalmazni.

A probléma kapcsán nagy szerepe van az időnek: a jelenleg önfenntartó populáció nem biztos, hogy hosszú távon (több évtizedig, évszázadig) is fennmarad. Ennek fő oka a kis

populációkat veszélyeztető demográfiai és környezeti sztochaszticitás. Egyes esetekben új veszélyeztető tényezők megjelenése is közrejátszhat: például az oryx antilop (*Oryx leucoryx*) Ománban kialakult önfenntartó populációja húsz év után egy új veszélyforrás, az illegális befogások és kereskedelem miatt kezdett hanyatlani (Gorman 1999, Seddon 1999).

Ugyanakkor egy program értékelésével nem érdemes évtizedekig várni, hiszen ezalatt sok, a program módszereivel, kivitelezésével kapcsolatos információ elveszhet, és a közben induló, esetleg ugyanazzal a fajjal foglalkozó kezdeményezések nem tudják figyelembe venni a tapasztalatokat. Így olyan módszerre van szükség, amely reális időkereten belül szolgál információkkal a fajvisszatelepítés eredményességéről.

Seddon (1999) a következő demográfiai paraméterek figyelembe vételét javasolja a sikeresség értékeléséhez:

- 1.) a kiengedett generáció túlélése,
- 2.) a kiengedett generáció és utódainak szaporodása,
- 3.) a helyreállított populáció hosszú távú megmaradása.

Ez utóbbinak esélyét populáció-életképességi analízis modellekkel lehet megbecsülni (*population viability analysis - PVA*). Ehhez szükséges a kiengedés utáni hosszú távú monitorozás és az eredmények rendszeres újraértékelése.

3.2. Nemzetközi felmérések

Az állat-visszatelepítések sikerességével több átfogó, nemzetközi felmérés is foglalkozott.

Griffith és mtsai. (1989) 198, madár- illetve emlőspopulációk bevezetését, visszatelepítését, illetve gyarapítását megcélzó észak-amerikai, ausztráliai és új-zélandi programot vizsgáltak meg; a felméréshez levélben keresték meg a programok szervezőit. A felmérésben szereplő 93 faj 90%-a nem veszélyeztetett, ezek visszatelepítése vadászati céllal történt. Összesen 118 vadászati célú és 80 természetvédelmi célú visszatelepítést vettek figyelembe a szerzők. A programokat a „sikeres”, „sikertelen” és „folyamatban lévő” kategóriákba sorolták be. Akkor tekintettek sikeresnek egy programot, ha a felmérésre válaszoló programvezető megítélése szerint önfenntartó populáció jött létre. A tényezők hatását χ^2 – próbával elemezték. Mivel a faktorok külön-külön történő elemzése nem tükrözi

kellőképpen a visszatelepítések sikerességének többváltozós jellegét, a szerzők egy többváltozós logisztikus regressziós modell kidolgozását is megkezdték.

Hat év elteltével a programok szervezőit újra megkeresték, hogy információt szerezzenek az eredeti felmérés óta a létrehozott populációkban bekövetkezett változásokról, illetve az első alkalommal még folyamatban lévő programok eredményéről. (Wolf és mtsai. 1996). Mivel a különböző fajok közti összehasonlítást befolyásolhatja, hogy az egyes „objektumok” rokonságuk miatt nem függetlenek, a felállított többváltozós logisztikus regressziós modellt a fajok leszármazási kapcsolatait is figyelembe vevő statisztikai módszerekkel korrigálták (Wolf és mtsai. 1998).

Reading és mtsai. (1997) kérdőíves felmérésük során arra keresték a választ, hogy az eddig említett felmérésekben szereplő programok szervezettsége és a közvélemény általi támogatottsága mennyiben befolyásolja a sikert. 131 programról szereztek be adatokat.

Beck és munkatársai (1994) 145, fogságban szaporított állatpopuláció visszavádítását megcélzó programot vizsgáltak meg, tehát vad egyedeket áttelepítő programokat nem vettek figyelembe. Adataikat 1991-92 során több forrásból gyűjtötték: a publikált irodalomból, kiküldött kérdőívekkel és személyes közlések alapján. A sikerességre a többi felmérésnél szigorúbb definíciót alkalmaztak: akkor minősítettek sikeresnek egy programot, ha 500 egyednél nagyobb vad populációt sikerült létrehozni, illetve ha egy genetikai, vagy demográfiai analízis (*Population Viability Analysis*, PVA, vagy *Population and Habitat Viability Analysis*) kimutatta, hogy önfenntartó lesz a populáció.

Fisher & Lindenmayer (2000) az utóbbi két évtizedben a jelentősebb angol nyelvű folyóiratokban publikált 180 állat-visszatelepítést és -áttelepítést vizsgálta meg. Mivel a sikeresség megítéléséhez hosszabb idő kell, a programokról születő beszámolók idején a végső kimenetel gyakran még nem ismert. Emiatt a felmérés során három kategóriát alkalmaztak: 1.) sikeres, 2.) sikertelen, 3.) a sikeresség a publikáció időpontjában ismeretlen.

A felmérések főbb jellemzői a 3.1. táblázatról olvashatók le. Griffith és mtsai. (1989), illetve Wolf és mtsai. (1996 és 1998) kutatásai, kisebb módosításokkal, de lényegében azonos mintán alapultak, és módszereik is hasonlóak voltak. Emiatt a táblázatban összevontam ezt a három vizsgálatot.

	Griffith és mtsai. 1989, Wolf és mtsai. 1996 és 1998.	Beck és mtsai. 1994.	Fisher & Lindenmayer 2000
Vizsgálat módja	Felmérés levelezés útján	Felmérés levelezés útján, publikált irodalom	Publikált adatok összegyűjtése
Programok típusa	Mind a 4 telepítési kategória	Visszatelepítés, gyarapítás	Visszatelepítés, áttelepítés, gyarapítás
Cél	Vadászati, természetvédelmi	Természetvédelmi	Ember-állat konfliktusok megoldása, vadászati, természetvédelmi
Állományok származása	Vad és fogságban szaporított	Fogságban szaporított	Vad és fogságban szaporított
Taxonok	Madár és emlős	Állatok	Állatok
Fajok száma	45	126	*
Programok száma	181	145	180
Időtáv	1973-1993	1900-1992	kb. 1970 -1998
Terület	Ausztrália, É. -Amerika, Új-Zéland	Bárhol a Földön	Bárhol a Földön

3.1. táblázat. A felmérések módszereinek és vizsgálódási körének összevetése.

*: a fajok számát nem adták meg a szerzők.

3.3. A felmérések általános megállapításai

Az imént felsorolt nemzetközi felmérések eredményei alapján több általános következtetést is le lehet vonni a visszatelepítésekkel kapcsolatban:

a.) A programok túlnyomó többsége madár- és emlősfajokkal foglalkozik, együtt a programok 77-93% -át teszik ki (Beck és mtsai. 1994, Fisher & Lindenmayer 2000). A két csoport részesedése kétszer annyi, mint amit az IUCN Vörös Listája alapján várnánk. Ráadásul ezen lista az összes veszélyeztetett faj eloszlása szempontjából nem tekinthető mérvadónak, mivel eddig csak a madarak és emlősök csoportjában történt meg az összes ismert faj helyzetének felmérése. (Ugyanakkor Diamond /1988/ szerint a trópusi fajoknál sok esetben hiányos információk miatt a vörös listák ezen taxonok esetében is alulbecsülhetik a veszélyeztetett fajok tényleges arányát.) A többi taxonnál ez a hatalmas munka még folyamatban van: eddig az ismert hüllők és kétéltűek <15%-át, a halak < 10%-át, a rovarok < 0.1%-át, a rákok < 5%-át, a puhatestűek < 5%-át, és a többi gerinctelen < 0.1%-át mérték fel (IUCN 2002b).

Ha feltételezzük, hogy valamennyi rendszertani csoporton belül azonos arányban található veszélyeztetett fajok, az emlősök több mint százszorosán, a madarak több mint ötvenszeresen, Beck és mtsai. (1994) alapján a hüllők és kétéltűek tizenhatszorosán vannak túlreprezentálva (3.2. táblázat). Számításaim az ismert fajok számát veszik alapul; a csoportok becsült fajszámaival számolva még nagyobb arányú eltolódást kapnánk.

Taxon	Programok száma				Veszélyeztetett fajok száma*		Leírt fajok száma	
	Beck és mtsai. (1994)		Fisher & L. (2000)		IUCN (2002b)		IUCN (2002b)	
Emlős	46	32 %	89	49 %	1 137	21 %	4 763	0,3 %
Madár	65	45 %	79	44 %	1 192	22 %	9 946	0,8 %
Hüllő és kétéltű	23	16 %	12	7 %	450	8 %	12 920	1 %
Hal	9	6 %			742	14 %	25 000	2 %
Gerinctelen	2	1 %			1 932	35 %	1 190 200	96 %
Összesen	145	100 %	180	100 %	5 453	100 %	c. 1 243 000**	c. 100 %

3.2. táblázat. A zárttéri szaporítási, illetve telepítési programok megoszlása rendszertani csoportok szerint, az ismert, illetve az IUCN által veszélyeztetettnek minősített fajok számával összevetve.

*: Az IUCN eddig az emlősök és a madarak csoportjára végezte el az összes ismert faj elemzését veszélyeztetettségük szempontjából; a többi csoport esetében ez a munka még folyamatban van, így a Vörös Lista nem tekinthető teljesnek.

** : A leírt fajok pontos száma körül is bizonytalanság tapasztalható, mivel a legtöbb csoport esetében nincs az összes leírt fajt tartalmazó központi nyilvántartás, és egyes esetekben ugyanaz a faj több nevet is kap (Stork 1997).

Felmerül a kérdés, hogy mi az oka a súlyponteltolódásnak? Vajon az, hogy a visszatelepítés módszere főként madarakra és emlősökre alkalmazható, vagy a természetvédők más okokból részesítik előnyben ezen taxonokat?

Az első hipotézisnek ellentmond, hogy a kétéltűek körében is több esetben sikerrel alkalmaztak visszatelepítéseket, sőt ezen csoport tagjai „kitűnő jelöltek” az ilyesfajta programokra, mivel körükben nincsen szülői utódgondozás, így a peték és lárvaalakok könnyen áttelepíthetők (Trenham & Marsh 2002). Mindez elmondható számos hüllő, hal és gerinctelen taxonról is. Így valószínűnek tűnik, hogy más okok miatt próbálkoznak kevesebb esetben e csoportok telepítésével. A nagyobb méretű állatok népszerűbbek a nagyközönség körében, jóval több zoológus foglalkozik velük, könnyebb a természetvédelmet a

nagyközönség számára népszerűsítő, látványos ún. „zászlóshajó” fajként „eladni” őket, és kulcsfajjá (egy közösség meghatározó jelentőségű fajává) is nagyobb eséllyel minősítik őket (Magin és mtsai. 1994). Mindez a publikált irodalomban is tükröződik: a *Conservation Biology* és a *Biological Conservation* folyóiratokban publikált, állatok védelmével foglalkozó írások 34%-a madarokról, 30%-a emlősökről szól (Young 2000).

b.) Sok program esetében nem végeznek elegendően alapos utólagos monitorozást. A visszatelepítés után előre meghatározott időközönként regisztrálni kellene a sikert tükröző kulcsparamétereket: az egyedek számát, az ivararányt és a felnőtt/ fiatal arányt. A veszélyeztető tényezőket rendszeresen újra kell értékelni (Fisher & Lindenmayer 2000). Ugyanakkor, mint a hód esetében látni fogjuk, ezen paraméterek pontos regisztrálása a gyakorlatban nehézségekbe ütközhet. A megfelelő utólagos monitorozás a hazai természetvédelmi programok, kezelések (tehát nem csak a visszatelepítések) esetében is gyakran hiányzik (Standovár 2001).

c.) Számos telepítési programot nem dokumentálnak megfelelően, nagy részükről nem születik megfelelően részletes publikáció (Beck és mtsai. 1994, Fisher & Lindenmayer 2000, Kleiman és mtsai. 2000). A visszatelepítésben résztvevő szervezeteknek csupán 27%-a határozta meg, hogy milyen adatokat kell feljegyezni a programok során (Griffith és mtsai. 1989). A hazai természetvédelmi kezelések közül is csak kevés esetben valósul meg a megfelelő dokumentálás és az eredmények, tapasztalatok a szakmai közvélemény számára hozzáférhető formában történő közzététele (Standovár 2001). Pedig a használt módszerek és az eredmények részletes regisztrálása, illetve publikálása igen fontos lenne ahhoz, hogy az újabb programok tervezésénél fel lehessen használni a korábbiak során szerzett tapasztalatokat.

3.4. A sikert befolyásoló tényezők

A természetvédelmi célú visszatelepítési programoknak csak kis része minősíthető egyértelműen sikeresnek (3.3. táblázat); sok a sikertelen, illetve bizonytalan eredményű program. A sikerek általában nagyobb nyilvánosságot kapnak, eredményeiket nagyobb valószínűséggel publikálják, így még ezen szerénynek mondható eredményességi mutatók is valószínűleg túlbecsülik a tényleges helyzetet, és a valóságnál „optimistább” képet adnak. Ez

a torzulás Fisher & Lindenmayer (2000) eredményeinél mindenképpen jelentkezik, mivel ők a publikált irodalom alapján végezték kutatásaikat. Arra nézve nem találtam adatot, hogy a torzulás milyen nagyságrendű lehet, illetve, hogy a többi felmérésnél mennyiben érvényesült.

	Griffith és mtsai. 1989	Beck és mtsai. 1994	Fisher & L. 2000
Programok típusa	Visszatelepítések	Zárttéri szaporítással dolgozó visszatelepítések	Visszatelepítések
Taxonok	Madár és emlős	Összes állatcsoport	Összes állatcsoport
Sikeres	44%	11%	26%
Bizonytalan	-	89%	47%
Sikertelen	56%		27%

3.3. táblázat. Természetvédelmi célú visszatelepítések sikeressége.

A visszatelepítések sikerét számos tényező befolyásolja. A 3.4. táblázatban a felmérések által vizsgált tényezőket gyűjtöttem össze.

Vizsgálat köre	Madarak és emlősök, azonos minta		Állatok	Állatok	
Vizsgálat	Griffith és mtsai. 1989.	Wolf és mtsai. 1996 és 1998.		Beck és mtsai. 1994.	Fisher & L. 2000
Statisztika	χ^2 n=198	Többváltozós logisztikus regresszió n=181	Leszarmazással korrigált többvált. log. regresszió n= 180	Mann-Whitney U-teszt n= 72, illetve 76	Egyszerű leíró statisztika
Kiengedett egyedek száma	*	***	+	***	Van különbség
Élőhely minősége	+	**	+		
Központi/ perifériás helyzet	+	*	**		
Étrend (ragadozó / mindenevő / növényevő)	+ Növényevő	*** Mindenevő	n. sz.		
Vadászati célú/ veszélyeztetett	+	***	n. sz.		Van különbség
Taxon	+	*	n. sz.	n. sz.	
Vad/fogságban szaporított pop.	+	Madár: * Emlős: n. sz.			Van különbség
Szaporodási jellemzők	+	n. sz.	n. sz.		
Kompetíció hiánya	+				
Program időtartama	+	n. sz.	n. sz.	**	
Kihalás okának megszüntetése					Van különbség
Segítő intézkedések	n. sz.			n. sz.	Van különbség, kivéve madár
Kiengedések száma	n. sz.	n. sz.		n. sz.	
Élőhely-javítás	n. sz.	n. sz.			
Költöző/ állandó		n. sz.	n. sz.		

3.4. táblázat. A felmérések eredményei; n. sz.: nem szignifikáns, +: $p < 0,1$; *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$. Üres mező esetén a felmérés során nem vizsgálták a tényező hatását. n= a vizsgált programok száma.

Az eredmények összevetésekor, értékelésekor figyelembe kell venni, hogy a vizsgálatok nem tekinthetők függetlennek. A Griffith és mtsai.(1989), illetve Wolf és mtsai. (1996 és 1998) által végzett vizsgálatok tulajdonképpen egyazon minta más-más statisztikai módszerekkel történő elemzésének tekinthetők. Az említett felmérés és a másik két vizsgálat által figyelembe vett programok halmaza között is minden bizonnyal vannak átfedések, egy-egy visszatelepítési program több felmérésben is szerepelhetett. További probléma, hogy (mint az a 3.1. táblázatból kitűnik) a felmérések mind az alkalmazott módszerek, mind a vizsgált taxonok, illetve programtípusok tekintetében különböznek. Ráadásul az egyes felmérések nem reprezentatívak az adott taxonokra, mivel a kevés vizsgált esetből következően a fajoknak csak igen kis része szerepel a mintákban; még az emlősök és madarak körében végzett részletesebb három vizsgálatnál is teljes leszármazási csoportok (pl. kolibrik /*Trochilidae*/, denevérek /*Chiroptera*/, macskafélék /*Felidae*/ stb.) hiányoznak (Wolf és mtsai. 1998).

Az alkalmazott statisztikai módszerek alapján Wolf és mtsai. (1998) leszármazással korrigált logisztikus regressziós modellen alapuló eredményei tekinthetők a leginkább megbízhatónak. A táblázatból kitűnik, hogy ezzel a módszerrel a többi statisztikához képest kevesebb (összesen három) tényező hatását lehetett egyértelműen kimutatni. Ugyanakkor az, hogy egy adott tényező hatása a regressziós modellben nem szignifikáns, még nem bizonyítja, hogy az adott tényező nem befolyásolja a visszatelepítések sikerét: jó példa erre, hogy a regressziós analízis nem mutatta ki a fogságban szaporítás hatását, amelyről ugyanakkor több esettanulmány tanúskodik (Leopold 1944, Wolf és mtsai. 1996). Talán egyes tényezők csak kismértékben befolyásolják a programok sikerét, így hatásukat csak a vizsgálatok során alkalmazottnál nagyobb elemszámú minta alapján lehetne kimutatni.

Az alábbiakban a tényezőket külön-külön is részletesebben áttekintem, és összevetem a felmérések eredményeit a témában született elméleti cikkekkel és esettanulmányokkal.

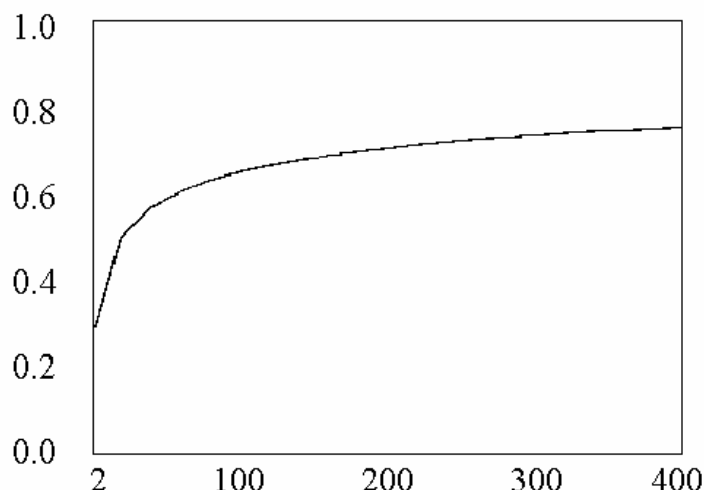
3.4.1. A visszatelepítés módszerei

a.) A kiengedett egyedek száma. A programokat összehasonlítva a kiengedett egyedek száma igen nagy szórást mutat. Több esetben is létrehoztak életképes eurázsiai hód populációkat húsznál kevesebb egyedet kiengedve; a hal-visszatelepítéseknél viszont átlagosan mintegy 3 200 000 (!) egyednek szabadon (ez több, különálló populáció

létrehozását is jelentheti egy-egy program során, de még így is igen nagy az egy adott populáció létrehozásához „felhasznált” egyedek száma). A programok során kiengedett átlagos egyedszám rendszertani csoport szerint változik; ez vélhetőleg az utódszám, a növekedési ráta és a halandóság különbségeiből ered, illetve, hogy egyes csoportok (pl. halak, kétéltűe) ikráit és lárváit viszonylag könnyű kezelni és szállítani (South és mtsai. 2000, Beck és mtsai. 1994).

Mindegyik nemzetközi vizsgálat megerősítette, hogy az egyedszám növelésével nő az új populáció létrehozásának esélye (3.4. táblázat). A statisztikák eredményei alátámasztják azt az elméletet, hogy a demográfiai és környezeti sztochaszticitás a kis populációkat fokozottabban sújtja (Wolf és mtsai. 1998). Az összefüggés aszimptotikus: kis egyedszámoknál a siker számottevően nő a populációméret növelésével, egy bizonyos egyedszám felett viszont további egyedek kiengedése nem növeli számottevően a siker esélyét (3.1. ábra). Az aszimptotikus jellegét Griffith és mtsai. (1989) vizsgálata a figyelembe vett kategóriák (veszélyeztetett madár, emlős, vadászott madár stb.) mindegyikénél kimutatta, ugyanakkor az inflexiós pont máshol helyezkedik el az egyes kategóriák esetében: veszélyeztetett madarak esetében 80-120 egyed felett már nem nő számottevően a siker, míg a vadászott, nagyméretű emlősök esetében ez a határ 20 és 40 egyed között található. Egy szöcskefajjal (*Metrioptera roeseli*) végzett betelepítési kísérletek eredményei szerint ennél a fajnál 32 egyed körül található ez a küszöbérték (Berggren 2001).

Wolf és mtsai. (1996 és 1998) ugyanakkor felhívják a figyelmet arra, hogy a statisztikák alapján nem lehet általános érvényű minimális kibocsátandó egyedszámot megadni; ezt mindig az adott körülmények, és a visszatelepítendő faj jellemzőinek ismeretében lehet meghatározni. Ebben sokat segíthet a populáció-életképességi analízis (a módszer visszatelepítéseknél való alkalmazását lásd South és mtsai. /2000/ cikkében).



3.1. ábra. A siker valószínűsége a kiengedett állatok számának függvényében jó minőségű élőhelyen; Griffith és mtsai. (1989) nyomán.

b.) Segítő intézkedések. Egyes visszatelepítési programoknál ún. „soft release” technikákat alkalmaznak, tehát például a kiengedés helyszínén szoktatják az állatokat új környezetükhöz, vagy a kiengedés után még egy ideig etetik őket. Egyedül Fisher & Lindenmayer (2000) mutatott ki különbséget a sikeres és sikertelen programok között ebben a tekintetben: a segítő intézkedéseket alkalmazó emlős-visszatelepítések között kevesebb volt a kudarc, mint azoknál, amelyek nem használtak ilyen módszereket. Érdeemes lenne célzott összehasonlító vizsgálatokkal elemezni, hogy ezen technikák milyen mértékben járulnak hozzá a programok sikeréhez.

c.) A program időtartama, a kiengedések száma. Griffith és mtsai. (1989), illetve Beck és mtsai. (1994) szerint a hosszabb programok sikeresebbek; a szigorúbb statisztikai módszereket alkalmazó vizsgálatok (Wolf és mtsai. 1996 és 1998) ellenben nem mutattak ki szignifikáns különbséget; az ellentmondás feloldásához további vizsgálatokra lenne szükség. Ha létezik ilyen különbség, az vélhetőleg nem áll kapcsolatban a programok során történt kiengedések számával, hiszen erre vonatkozóan egyik vizsgálat sem állapított meg szignifikáns eltérést.

d.) A kiengedett egyedek életkora. Bár a felmérések nem tértek ki erre a tényezőre, a gyakorlatban fontos kérdés, hogy milyen korú egyedeket érdemes kiengedni. Sok visszatelepítésnél nem törődnek a visszatelepítendő populáció korcsoport-eloszlásával. Ugyanakkor a faj életmenet-jellemzőinek ismeretében, demográfiai modellek segítségével

meg lehetne állapítani a visszatelepítés szempontjából optimális életkort. Fiatal egyedek kibocsátása mellett szól az, hogy a fogságban tartás kevésbé érintette őket (persze ez csak akkor merül fel, ha szaporított populációt telepítenek vissza), viszont általában nagyobb a mortalitásuk a felnőtt egyedekhez képest. A PVA modellek több faj (például a fakókeselyű *Gyps fulvus* és a borzas mézevő *Lichenostomus melanops cassidix*) esetében kimutatták, hogy kifejlett egyedek kibocsátása összességében kisebb kockázattal jár. A kérdést minden visszatelepítésnél érdemes külön megvizsgálni (Sarrazin & Legendre 2000).

3.4.2. Az élőhely minősége

Az élőhely minősége szignifikánsan befolyásolja a visszatelepítések sikerét (Griffith és mtsai. 1989; Wolf és mtsai. 1996 és 1998). Annak ellenére, hogy a tényezőnek kulcsszerepe van, a programok 64%-ánál a programvezetők az élőhelyet csupán szubjektív véleményük alapján értékelték (Wolf és mtsai. 1996). Wolf és mtsai. (1998) ajánlása szerint a visszatelepítési programoknak szigorú, kvantitatív élőhely-felmérést is tartalmazniuk kellene.

Az élőhely minősége több tényezővel függ össze:

a.) A kipusztulás okának megszüntetése. Azon programok közül, amelyeknél ismert volt a kipusztulás oka, de azt nem szüntették meg, egy sem volt sikeres (Fisher & Lindenmayer 2000).

A fajok emberi tevékenység okozta kihalásának leggyakoribb okai a következők (Standovár & Primack 2001, 172. o.):

- élőhelypusztítás,
- élőhely-fragmentáció,
- élőhelyleromlás (beleértve a környezetszennyezést),
- egyes fajok túlzott hasznosítása, vadászata
- idegenhonos fajok betelepítése,

A legtöbb veszélyeztetett fajt e tényezők közül legalább kettő érinti, és hatásuk sokszor egymást erősíti.

b.) Élőhely-javítási, -helyreállítási intézkedések. Az imént említett kihalási okok közül az élőhely-átalakítással kapcsolatos első háromnak van a legnagyobb szerepe (Dobson és mtsai. 1997), így számos faj esetében a lokális kihaláshoz vezető okok megszüntetése az élőhely helyreállításán keresztül vezet. Ennek ellenére a kutatások során nem sikerült kimutatni, hogy az élőhely-javító intézkedések számottevően növelnék a programok sikerét. Ez talán abból következik, hogy visszatelepítési programok viszonylag ritkán kapcsolódnak komplex helyreállítási programokhoz.

Az élőhely állapotának felméréséhez, a veszélyeztető tényezők megszüntetéséhez és az élőhely-helyreállításhoz alapos előzetes vizsgálatokra van szükség mind a faj igényeivel, mind a terület állapotával kapcsolatban.

c.) Az egykori elterjedési terület és a visszatelepítés helyszínének viszonya. Az általánosan elfogadott nézet szerint az egykori area központjában nagyobb a visszatelepítés sikerének valószínűsége, mint egy perifériális, vagy az areán kívül eső területen (Griffith és mtsai. 1989, Wolf és mtsai. 1996 és 1998). Ahogy egy faj elterjedésének központjától a periféria felé haladunk, a populációk denzitása egyre kisebb, mérete pedig egyre ingadozóbb lesz; emiatt nagyobb a lokális kihalás esélye (Channell & Lomolino 2000). Ez ahhoz az előrejelzéshez vezet, hogy amikor egy faj veszélyeztetetté válik, földrajzi elterjedése befelé szűkül, és központi populációi fognak a legtovább fennmaradni, és a kipusztulás után ezeken a területeken nagyobb a visszatelepítési programok sikere is. Ugyanakkor Channell & Lomolino (2000) 245 veszélyeztetett faj elterjedési területének megfigyelt összehúzóási mintázatain alapuló kutatásai a fentieknek ellentmondó eredményt hoztak: a megvizsgált fajok többségének a perifériális területeken nagyobb arányban maradtak fenn populációi. Erre magyarázat lehet, hogy míg egykor a perifériális területek szuboptimálisnak számítottak, ma gyakran éppen ezeken a területeken gyengébbek az antropogén hatások. Mivel a mai kihalási hullám mögött az ember tevékenysége áll, a kihalások földrajza nagyrészt az antropogén hatások mintázatát követi. Ha viszont a kihalást okozó emberi hatás megszűnik (márpedig egy sikeres programnak ez előfeltétele), ismét „előbukkanhatnak” az elterjedést eredetileg szabályozó ökológiai tényezők, így a központi területek előnyösebbek lehetnek egy visszatelepítési program számára. Mindenesetre a kérdéskör tisztázása érdekében érdemes lenne további vizsgálatokat folytatni, például azonos fajhoz tartozó populációk több (központi

és perifériális) területen való visszatelepítését összehasonlítani az eredményesség szempontjából.

d.) Kompetítorok jelenléte. Griffith (1989) szerint a kompetítorok jelenléte csökkenti a sikeres visszatelepítés esélyét. A többi kutatás nem vizsgálta ezen tényező hatását.

3.4.3. A faj tulajdonságai

a.) Étrend. A vizsgálatok eredményei ebben a kérdésben ellentmondásosak: Griffith és mtsai. (1989) szerint a növényevők nagyobb eséllyel létesítenek önfenntartó populációt, mint a ragadozók és mindenevők, Wolf és mtsai. (1996 és 1998) többváltozós logisztikus statisztikájának eredménye szerint a mindenevők sikeresebbek, míg a leszármazással korrigált statisztika szerint a mindenevők és a ragadozók javára mutatható ki a szignifikancia határán lévő különbség ($p=0,1135$). A megnyugtató válaszhoz további vizsgálatokra lenne szükség.

b.) Gyakori és vadászott, illetve veszélyeztetett faj. Több vizsgálat szerint a veszélyeztetett fajokat nehezebb visszatelepíteni, mint a vadászati célra telepített gyakoribb fajokat (Griffith és mtsai. 1989, Wolf és mtsai. 1996, Fisher & Lindenmayer 2000). Ennek magyarázata lehet, hogy a veszélyeztetett fajoknak sokszor speciális környezeti igényei vannak, így körülményesebb visszatelepíteni őket, és a kis populációméretből adódó problémák is nehezítik a programok kivitelezőinek dolgát. A leginkább megbízható statisztikai módszer ugyanakkor nem mutatott ki szignifikáns különbséget ezen tényező tekintetében (Wolf 1998).

c.) Taxon. Griffith és mtsai. (1989), illetve Wolf és mtsai. (1996) megvizsgálták, hogy tapasztalható-e különbség a madarak és az emlősök visszatelepítésének sikere között, és arra az eredményre jutottak, hogy az emlősöket könnyebb visszatelepíteni. Ugyanakkor ezt a többi vizsgálat nem támasztotta alá (3. 4. táblázat).

d.) Szaporodási jellemzők. Griffith és mtsai. (1989) szerint a korán szaporodó, egyszerre sok utódot létrehozó fajoknál könnyebb a visszatelepítés, mint a későn szaporodó, kevés utódot nevelőknél. Ezt az azonos mintán végzett későbbi elemzések nem támasztották alá (3.4. táblázat).

e.) A faj költöző vagy állandó. Wolf és mtsai. (1996 és 1998) szerint e tekintetben nincs különbség a sikeres és a sikertelen programok között.

3.4.4. Az állomány vad vagy fogságban szaporított

A vad populációból származó egyedekkel dolgozó programok sikeresebbek, mint a fogságban szaporítást alkalmazóké (Griffith és mtsai. 1989, Fisher & Lindenmayer 2000). Wolf és mtsai. (1996) eredményei szerint a különbség madaraknál szignifikáns, emlősöknél viszont nem (3.4. és 3.5. táblázat).

	Sikeres programok aránya		
	Griffith és mtsai. (1989)	Fisher & L. (2000)	Beck és mtsai. (1994)
Vad populáció	78%	31%	*
Fogságban szaporított	38%	13%	11%

3.5. táblázat.: A visszatelepítések eredménye a populáció származásától függően.

*: a felmérés vad populációk visszatelepítését nem vizsgálta.

A szaporítási programoknak számos problémával kell megküzdeniük; ezek összeadódva vezetnek a gyengébb eredményekhez. Sok veszélyeztetett faj esetében nem is sikerül visszatelepítésre alkalmas populációméretet elérni fogságban szaporítással. Ezen esetekben nem történik visszatelepítés, így ezek nem jelennek meg a fenti statisztikákban.

A szaporítási programokkal kapcsolatban a következő főbb problémák merülnek fel:

a.) Nehézségek a szaporításnál. Az ismert állatfajoknak csak kis hányadát sikerült eddig fogságban szaporítani, és számos esetben nehéz hosszabb távon egyenletes szaporodást és túlélést elérni (Snyder és mtsai. 1996). 1978-ban csupán 26 veszélyeztetett fajnak volt fogságban élő önfenntartó állománya, 1995-ben mintegy 45-90-nek (Ebenhard 1995), ami a veszélyeztetett fajok számához képest igen kicsi. Ennek számos oka lehet: az állatok fiziológiai vagy környezeti igényei nem teljesülnek, nem megfelelő a táplálék, egyes esetekben az ember által kiválasztott párok nem illenek össze, továbbá gondot okozhatnak a beltenyésztéses leromlásból fakadó gondok, valamint az ember általi felnevelésből adódó

viselkedési problémák. Gyakran igen nehéz megmondani, hogy ezek közül mely okok játszanak közre a szaporítás kudarcában, és sok veszélyeztetett faj esetében évekig tartó kísérletezés után sem állnak rendelkezésre a megfelelő tartási és szaporítási módszerek. Előfordul, hogy nem sikerül önfenntartó fogságban tartott állományt létrehozni, más esetekben nagy számú egyednek kell tartani ahhoz, hogy a visszatelepítések számára megfelelő szaporulatot lehessen biztosítani (Snyder és mtsai. 1996).

b.) A kis populációméret problémái. A veszélyeztetett fajok esetében általában kis méretű populációkról van szó, így a genetikai sodródásnak és a beltenyésztéses leromlásnak komoly szerepe lehet (Snyder és mtsai. 1996). Ezen hatások a káros recesszív allélok felhalmozódásához, illetve homozigóta formában való kifejeződéséhez vezethetnek, ami a populáció életképességének csökkenését eredményezi. A csökkent genetikai változatosság a visszatelepített populáció alkalmazkodóképességét is csökkentheti (Storfer 1999). Kísérleti eredmények szerint házi légy (*Musca domestica*), mint modellállat 40, illetve 200 egyedből álló populációinak 24 generációig történő szaporítása során szignifikánsan csökkent a lárvák túlélése; a palacknyakhatásnak kitett, két egyed szaporításával létrehozott 40-es populációknál ez még kifejezettebben érvényesült. Generációnként egy „bevándorló” képes volt ellensúlyozni ezt a hatást. Ugyanakkor azon, veszélyeztetett állatok esetében javasolt kezelés, miszerint a párok legjobban teljesítő 20%-át tenyésztik tovább, nem növelte szignifikánsan a lárvák életképességét. A lárvális életképesség nagymértékben korrelált az elektroforetikus megállapított heterozigócia fokával (Bryant és mtsai. 1999). A beltenyésztés elkerülésének szükségességét további empirikus bizonyítékok is alátámasztják, bár bizonyos esetekben a súlyos beltenyésztésnek nincs kimutatható káros hatása.

Ma már a legtöbb szaporítási program során tervszerű pároztatással igyekeznek a sodródás és a beltenyésztés hatásait elkerülni (Jones és mtsai. 2002); a kitűzött cél általában az, hogy az eredeti heterozigóciának (és ezzel a genetikai változatosságnak) legalább 90%-át megőrizték 200 éven keresztül. Ezt úgy igyekeznek elérni, hogy a szaporításnál kiegyensúlyozzák az alapító egyedek genetikai hozzájárulását a populációhoz, amit családfa-elemzéssel határoznak meg (Ebenhard 1995, Kostreva és mtsai. 1999, Olech & Perzanowski 2002). A módszer alkalmazásához a szaporított állomány részletes törzskönyvezésére van szükség; ezt esetenként molekuláris genetikai vizsgálatokból, illetve a vad állomány jelöléses vizsgálatából származó adatokkal egészítik ki (Jones és mtsai. 2002).

Más populációkból történő „vérfrissítés” jelentősen hozzájárulhat a genetikai változatosság megőrzéséhez és mérsékelheti a beltenyésztéses leromlást, ugyanakkor azt is figyelembe kell venni, hogy genetikailag nagyobb mértékben divergálódott populációk közti pároztatás szintén csökkentheti a rátermettséget, továbbá a nem a helyi környezethez adaptálódott genotípusú egyedek visszatelepítése is okozhat problémákat egyes esetekben (Ebenhard 1995, Storfer 1999, Tordoff és Redig 2001, Edmans 2002). Az elmúlt évtizedben az új molekuláris technikák nyújtotta lehetőségek nyomán a veszélyeztetett fajok genetikai vizsgálata széles körben elterjedt. Így megfelelő módszerek állnak rendelkezésre a beltenyésztettség és a sodródás mértékének becslésére, genetikailag különböző vonalak elkülönítésére, illetve az egyedek rokonsági fokának, származásának megállapítására; ez nagy segítséget jelent számos szaporítási és visszatelepítési program tervezésénél (Ellegren és mtsai. 1993, Brown és mtsai. 2000, Fiumera és mtsai. 2000, Hedrick 2001, Jones és mtsai. 2002, Olech & Perzanowski 2002, Újvári és mtsai. 2002).

c.) Domesztikáció. A fogságban szaporítás körülményei, és az ott érvényesülő szelekciós tényezők sokszor radikálisan eltérnek a természetes környezettől, így a szaporított fajok morfológiai, viselkedési és fiziológiai tulajdonságai gyors evolúciós változásokon mehetnek keresztül (Darwin 1883, Snyder és mtsai. 1996, Ashley 2003, McPhee 2003). Több generáción keresztül történő tenyésztés során ez még a genetikai leromlás elkerülésére kidolgozott módszerek alkalmazása esetén is bekövetkezik. Ebben az eltérő szelekciós tényezőkön kívül az is közrejátszhat, hogy a szaporítás során káros allélok fixálódhatnak és halmozódhatnak fel. A fogságban tartás során megváltozott tulajdonságok a természetben előnytelenek lehetnek, így a kiengedés után csökkenhet az egyedek túlélési esélye. Ha a visszatelepített populáció kapcsolatba kerül egy vad állománnyal, a kereszteződés során a káros tulajdonságok továbbterjedhetnek. Egy észak-amerikai veszélyeztetett lazacfajnál (*Oncorhynchus tshawytscha*) kimutatták, hogy a halkeltető állomásokon nevelt állományban a szaporítás során a nagyobb termékenységre irányuló szelekció miatt szignifikánsan csökkent az ikrák mérete, és ez csökkentette az ikrák és az ivadékok túlélését. Több olyan vad lazacpopulációban, amelyhez fogságban szaporított egyedekkel járultak hozzá gyarapítási céllal, szintén csökkent az ikrák mérete. (Snyder és mtsai. 1996, Storfer 1999, Lynch & O’Hely 2001, Tufto 2001, Heath és mtsai. 2003).

d.) A visszatelepítés nehézségei. Sok esetben nehéz az állatokat visszailleszteni a természetbe az egyedek tapasztalatlansága, illetve a fogságban tartás során keletkező viselkedési hiányosságok és a fenotípusos változások miatt (McLean 1996, Snyder és mtsai. 1996). Észak-Amerikában több vadászott madárfaj telepítésénél dokumentálták, hogy a fogságban szaporított állatok nem élnek túl a természetben. Első generációs fogságban született, illetve fogságban tartott és vad madarak keresztezéséből származó egyedek szabadon engedésével bizonyos mértékű sikereket értek el, de a túlélés a vad származású, áttelepített állatokhoz képest lényegesen alacsonyabb volt. Emiatt a siker érdekében egyes esetekben igen nagy számú egyednek engednek ki; Texasban például 17 000 fácánt (*Phasianus colchicus*) engedtek szabadon (Perez és mtsai. 2002).

Több ok miatt csökkenhet a túlélés esélye: az állatoknál hiányozhat a predátor-elkerülési viselkedés, nem ismerik fel a természetes táplálékot, emberekre imprintálódtak, nem használják ki a természetes menedékhelyeket, szociális rendszerük károsodott, vagy a vad egyedek optimális sebességéhez képest lassabban repülnek (Perez és mtsai. 2002). Gyakran kudarcba fullad a fogságban szaporított egyedek olyan területekre történő visszatelepítése, ahol jelentős a predációs veszély (McLean 1996 és 1999, Snyder és mtsai. 1996, Griffin és mtsai. 2000). Ennek több oka lehet. Egyrészt kísérletes vizsgálatok szerint sok generációs fogságban tartás alatt csökken az állatok predátor-elkerülési aktivitása, és megnő viselkedésük varianciája, azaz ugyanazon ingerre az állatok „változatosabban” reagálnak (McPhee 2003). Más esetekben, mint azt egy pocokfaj (*Microtus rossiaemeridionalis*) visszatelepítésénél kimutatták, a naív egyedek a kiengedés után az ismeretlen környezetre adott félelmi reakcióként keveset mozognak az első három nap során. Így a felgyült szagos anyagcseretermékek miatt könnyebben megtalálják őket a ragadozók, és sokuk predáció áldozatául esik (Banks és mtsai. 2002).

Az imént felsorolt problémák főként a következő okokra vezethetők vissza:

- A fogságban tartott állatokat nem érik megfelelő környezeti ingerek, így nincsenek felkészülve a természetben való túlélésre (Snyder és mtsai. 1996).

- A fajtársaktól (szülőktől, szociális csoport más tagjaitól) való tanulás lehetősége fogságban sokszor hiányzik, vagy csak korlátozott mértékű. Így a tanult, illetve kulturálisan átadott viselkedésminták a szaporítás során gyorsan, akár egy generáció alatt elveszhetnek, például azon vándormadaraknál, ahol a tapasztaltabb egyedektől tanulják meg a fiatalok a vándorlás útvonalát. Ennek különösen akkor van jelentős szerepe, ha a faj viselkedésmintáinak nagy része nem ösztönös, hanem tanult. Sok

esetben az állatoknak nincs lehetőségük a kritikus tanulási időszakokban olyan vad egyedekhez csatlakozni, amelyektől elsajátíthatnák a megfelelő viselkedéseket (Snyder és mtsai. 1996).

-A *b* és *c* pontokban említett (a kis populációméretből és a domesztikációból eredő) mikroevolúciós folyamatoknak a visszatelepítés szempontjából is káros hatásai lehetnek (Snyder és mtsai. 1996).

E problémák miatt fogságban szaporított állomány visszatelepítésekor általában több egyedet kell kibocsátani a siker érdekében, mint vad egyedek áttelepítésekor (McPhee 2003).

Az utóbbi években több emlős- és madárfaj esetében sikerült olyan módszereket kifejleszteni, amelyekkel a visszatelepítendő állatok megtaníthatók a ragadozók felismerésére és elkerülésére (McLean 1996 és 1999, Griffin 2000, Blumstein 2002). További kísérletes és összehasonlító vizsgálatok szükségesek annak felmérésére, hogy ezen módszerek ténylegesen mennyire javítják az állatok kiengedés utáni túlélési esélyeit (Griffin 2000). Sok visszatelepítési program esetében igyekeznek az állatokat megtanítani a hatékony táplálkozásra, környezetükben való tájékozódásra, mozgásra, illetve a megfelelő menedék meglelésére is.

e.) Betegségek. A veszélyeztetett fajok fogságban szaporított populációi körében gyakoriak a különböző fertőzések. Esetenként a beltenyésztéses leromlás is fogékonyabbá teheti a betegségek iránt az állatokat. Ezenkívül sokszor olyan intézményekben (pl. állatkertekben) folyik a szaporítás, ahol sok más állatfajt is tartanak, és olyan egzotikus betegségek és paraziták terjedhetnek át a veszélyeztetett állományokra, amelyekkel szemben nincs megfelelő ellenállóképességük. A vadállatok betegségeinek kutatása gyengén finanszírozott, a diagnosztikai lehetőségek az emberi betegségekhez képest jóval korlátozottabbak, sok patogén esetében nem állnak rendelkezésre megfelelő kimutatási tesztek és oltások. Mivel vannak olyan hosszú lappangási idejű, de súlyos hatású betegségek, amelyeket nem lehet kimutatni a hordozó állatokon, a visszatelepítésnél fennáll a veszélye, hogy a faj vad populációja is megfertőződik. Ez a veszély a vad egyedek áttelepítésénél is fennáll, de ott kisebb az esély az egzotikus betegségekkel való találkozásra (Snyder és mtsai. 1996). Beck és mtsai. (1994) felmérése szerint a fogságban szaporított egyedeket kiengedő programok csupán 46%-ánál végeznek állatorvosi vizsgálatokat.

A betegségek kockázatát csökkenteni lehet, ha a szaporítást más fajoktól izolálva a faj természetes elterjedési területén belül végzik, legalább két különálló, közönség által nem látogatható létesítményben (Snyder és mtsai. 1996). Ugyanakkor ez ellentmond annak az érvnek, amit a visszatelepítési programok létjogosultságának alátámasztására szoktak említeni, miszerint ezen programok egyik célja a nagyközönség figyelmének felhívása a faj helyzetére, a természetvédelem fontosságára. Így talán érdemes néhány bemutató példányt a közönség számára megtekinthetővé tenni.

f.) Korlátozott erőforrások, „hatékonyság”. A szaporítási programok gyakran igen költségesek, egyes programok költségvetése akár az évi félmillió USA-dollárt is elérheti. Az afrikai elefántok és fekete orrszarvúak állatkerti fenntartása ötvenszer költségesebb, mint ha védelmükről kelet-afrikai nemzeti parkokban gondoskodnának. (Snyder és mtsai. 1996). Ezenkívül az intézményeknek nincs is elegendő helyük az összes veszélyeztetett faj tartására, különösen, ha az előző pontban a betegségek kapcsán említett tartási követelményeknek is meg kell felelniük. Egyes becslések, javaslatok szerint 3000 (főként madár- és emlős-) faj esetében lenne szükség zárttéri szaporításra. A világ állatkertjei, ha befogadóképességük 50%-át erre a célra fordítanák, 300 000 veszélyeztetett madár- és emlősegyedet tarthatnának; ha minden fajból 250-500 egyedből álló populációt hoznának létre, 600-1200 madár- és emlősfajnak lenne hely (Ebenhard 1995). Ez jóval kevesebb, mint a javasolt 3000; ha a többi gerinces és gerinctelen veszélyeztetett fajt is figyelembe vesszük, és belegondolunk, hány még ismeretlen faj van veszélyben, a szaporítási programok lehetőségei a biodiverzitást fenyegető veszélyekhez képest igen korlátozottak tűnnek. Ráadásul a szaporítási programokkal összevetve az *in situ* módszerek jóval szerényebb költségigényűek, ugyanakkor nem csak egy-egy faj megmentéséhez, hanem egy teljes ökológiai rendszer megőrzéséhez járulnak hozzá. Olyan esetek is előfordulnak, hogy a szaporítási program nagy összegű támogatást kap, ugyanakkor bizonyos olcsó, az *in situ* védelmet nagymértékben segítő vizsgálatokra, intézkedésekre nem jut pénz (Snyder és mtsai. 1996).

g.) Intézményi folytonosság. A hosszú távú programok gyakran változó személyzete miatt sokszor nehéz egyenletes „minőségű” adminisztrációt, szervezetet fenntartani (Snyder és mtsai. 1996).

Mindezek alapján megállapítható, hogy a fokozatos „házasítás” és a fentiekben említett további problémák miatt hosszú távon nem lehet a veszélyeztetett fajokat jelentősebb változások nélkül fogságban megőrizni, így az *ex situ* programok csak rövid távú megoldásként alkalmazhatók egyes esetekben. Célul a minél előbbi visszatelepítést kell kitűzni (Snyder és mtsai. 1996).

A nehézségek ellenére több állatfajt sikerült fogságban szaporított egyedek felhasználásával visszatelepíteni: pl. az amerikai bölény két alfaját, a préríbölényt (*Bison bison bison*) és az erdei bölényt (*Bison b. athabascae*), a vándorsólymot (*Falco peregrinus*), a kőszáli kecskét (*Capra ibex*), a fehérfejű rétisast (*Haliaetus leucocephalus*), a Harris-ölyvet (*Parabuteo unicinctus*), a kanadai lúd aleut-szigeteki alfaját (*Branta canadensis leucopareia*), a vetési ludat (*Anser fabalis*), a kis liliket (*Anser erythropus*), a kisasszony récét (*Aix sponsa*), a gangeszi gaviált (*Gavialis gangeticus*), a varacskosfejű gyíkot (*Conolophus subcristatus*), a bikasiklót (*Pituophis melanoleucus*) és az elefántteknőt (*Geochelone nigra*) (Beck és mtsai. 1994, Tordoff és Redig 2001). Ez arra mutat, hogy egyes esetekben mégis lehet létjogosultsága a fogságban szaporításnak. Az IUCN ajánlása szerint csak kivételes esetekben szabad *ex situ* módszereket alkalmazni az *in situ* védelem helyett, és mindig igyekezni kell a két megközelítésmód hatékony integrációjára (IUCN/SSC 2002).

3.4.5. Szervezeti és társadalmi tényezők

Egyes esetekben a visszatelepítés a helyi lakosok ellenérzését válthatja ki. Ragadozók (pl. farkas, hiúz) visszatelepítésénél például szükség van a fajjal kapcsolatban kialakult félelmek (pl. „a farkas megeszi gyermekeinket”) eloszlatására, és megoldást kell találni a háziállatokban tett esetleges károk rendezésére. Sok ragadozóról évszázadok óta negatív kép él az emberekben, ezt megfelelő kommunikációval csökkenteni kell. Ha a helyieket is bevonják az állatok megfigyelésébe, a terület őrzésébe, a lakosság magáénak fogja érezni a visszatelepített fajt, és pozitívan fog hozzáállni a programhoz (Moore 1992).

A helybeliek támogatása Reading és mtsai. (1997) felmérése szerint is korrelál a program sikerével. Azoknak a programoknak nagyobb volt a lakossági támogatottsága, amelyekkel párhuzamosan kommunikációs („*public relation*”) és oktatási kampányt is alkalmaztak, ugyanakkor önmagukban az ilyen kampányok nem növelték szignifikánsan a programok sikerességét. A felmérés szerint a visszatelepítésekre létrehozott speciális munkacsoportokban a hivatalos szervek terepi alkalmazottai és vezetői vannak többségben, pedig szükség lenne

jól képzett, a témában jártas szakértőkből álló tanácsadó csoportokra is. Ezen tanácsadó munkába a program sikeressége érdekében a visszatelepítések gazdasági, szociális, politikai és jogi vonatkozásait ismerő szakembereket is érdemes bevonni.

3.5. A visszatelepítés mint ökológiai kísérlet

A felmérésekkel kapcsolatban bizonytalan, hogy a kapott eredményeket mennyire lehet általánosítani a felmérésekben szereplő taxonokon túl. Egyes tényezők megítélése azért is bizonytalan, mert a különböző statisztikai módszerekkel és más mintán végzett elemzések más eredményt adtak. A felmérések eredményeit így további kutatások során kell ellenőrizni (Beck és mtsai. 1994). A felmerült kérdések tisztázásához szükség lenne minél több olyan vizsgálatra, amely azonos fajú populációk más-más módszerekkel történő visszatelepítését, illetve azonos módszerek különböző fajoknál történő alkalmazását hasonlítja össze. A megalapozott, pontos következtetések levonásához kontrollal ellátott, több ismétléses, monitorozott, megfelelően dokumentált és publikált kísérletekre van szükség. (Young 2000, Standovár & Primack 2001). A visszatelepítések esetében megfelelő tervezéssel viszonylag könnyű lenne ezeket a kísérleteket megvalósítani, hiszen ezek eleve igen manipulatív „kezelések”, és más szempontok miatt is nagy szükség van a dokumentálásra, utólagos monitorozásra, illetve a kísérletekkel alátámasztott alapos tervezésre.

Mindez az ökológia számára is hozhat új eredményeket, hiszen olyan újonnan alapított populációk tanulmányozására nyílik lehetőség, amelyekben minden egyed származása ismert, kora, neme megállapítható, és az állatok egyénileg azonosíthatók genetikai ujjlenyomatuk, vagy valamilyen jelölés útján. A visszatelepített populációkon a kolonizáció és az alapító hatás sok olyan vonatkozását lehet tanulmányozni, amelyeket annak ellenére ritkán vizsgálnak vad populációkon, hogy a metapopulációs elmélet erősen hangsúlyozza őket (Sarrazin & Barbault 1996). A vizsgálatok lefolytatásához érdemes tervezési fázisban lévő programokba bekapcsolódni, így azok tervezése, megvalósítása és utólagos monitorozása során figyelembe lehet venni az ökológiai kísérletekkel szemben támasztott követelményeket.

4. Két hazai esettanulmány

4.1. A kékcsőrű réce (*Oxyura leucocephala*) program

A faj hazai visszatelepítésére 1983-ban indult, 1992-ben kényszerűen félbehagyott program során mind a szaporítással, mind a visszatelepítéssel kapcsolatban felmerültek olyan előre nem látott nehézségek, amelyek összeadódva a program kudarcát okozták. Az alábbiakban ezeket tekintem át.

A kékcsőrűréce-programról több publikáció is született (Haraszty 1984 és 1986, Molnár 1987 és 1990, MME *et al.* n.d., Andrési 2002), ám ezek nem számolnak be részletesen a szaporítás és a visszatelepítés eredményeiről, és nem tárják fel részletesen a felmerült nehézségek okait. Tolnai (1991) jó összefoglalót és számos adatot szolgáltat a programmal kapcsolatban. Ugyanakkor az adatok több vonatkozásban is hiányosak; ennek valószínű oka, hogy a program vezetői nem vezettek elegendően részletes feljegyzéseket. További probléma, hogy a programmal kapcsolatos dokumentáció, az eredeti feljegyzések elvesztek. Bár egyes, Tolnai (1991) írásából hiányzó részletekre a program vezetőivel, Molnár Lászlóval és Péchy Tamással folytatott konzultációim során fényt tudtam deríteni, alaposabb dokumentáció alapján biztosabb, statisztikákkal alátámasztott következtetéseket is le lehetne vonni a program kudarcával kapcsolatban. E problémák ellenére érdemesnek találtam elvégezni a program értékelését a rendelkezésre álló adatok és a kékcsőrű récével, illetve a visszatelepítések általános kérdéseivel kapcsolatban az utóbbi évtizedben megszorodott külföldi szakirodalom alapján. Az alábbi fejezet alapját a hazai kékcsőrűréce-programról írt két publikációm (Bajomi in press a és b) képezte.

4.1.1. A faj természetvédelmi helyzete

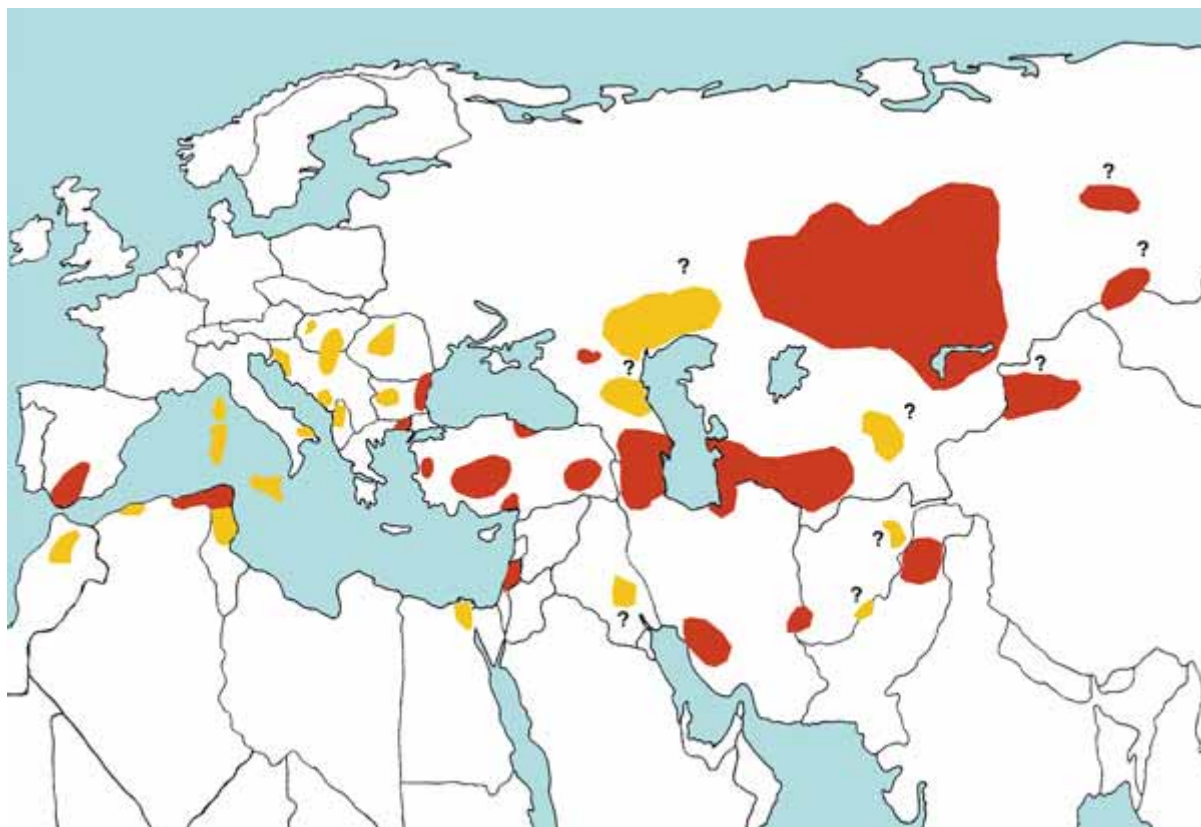
A kékcsőrű réce (4.1. ábra) globálisan veszélyeztetett faj, az IUCN Vörös listáján az „*endangered*” kategóriában szerepel (Birdlife International 2001, IUCN 2002a). Állománya a huszadik század során drámai csökkenést mutatott: az 1930-as években becsült 100 000 egyedből (Green & Hughes 2001) mára 10 000-nél kevesebb maradt (Birdlife International

2001). Ugyanakkor Spanyolországban a sikeres védelmi intézkedések hatására az 1977-es mélypont (22 egyed) után 2000-ig 4 500-ra nőtt a helyi állomány mérete (Green & Hughes 2001). A délnyugat-európai populáció számára jelenleg az egyik legfőbb veszélyeztető tényező az Észak-Amerikából Angliába betelepített, és onnan terjeszkedő feketefejű halcsontfarkú récével (*Oxyura jamaicensis*) való hibridizálódás (Hughes és mtsai. 2000, Green & Hughes 2001).



4.1. ábra: Kékcsőrű réce tojó és fiókák. Fotó: Péchy Tamás

A hazai program volt az első visszatelepítési kísérlet a fajjal. Később Mallorca és Korzika szigetén, illetve Olaszországban is próbálkoztak a visszatelepítésével, az olasz program most is folyamatban van. Egyelőre egyik esetben sem sikerült nagyobb önfenntartó populációt létrehozni. Mallorca szigetén 1993-ban és 1995-ben összesen 52 egyedet engedtek szabadon; 1999-ben három hímről és két nőtényről állt a létrejött állomány, ebből egy pár költését figyelték meg. Korzikán szervezési problémák miatt csak egy próba-kiengedés történt, melynek során 5 hímeket engedtek szabadon. Olaszországban a '80-as évek óta szaporítják a kékcsőrű récét, részletes élőhelyfelmérések után 2000-ben kezdődtek meg a kiengedések, eddig 20-30 egyedet telepítettek a Gargano Nemzeti Park területére. Sajnos ezek a kiengedések kudarcba fulladtak (Brunner & Andreotti 2001, Cantera, Hughes és Rizzi személyes közlések 2003).



4.2. ábra: A kékcsőrű réce 1992-es, és múltbéli elterjedése. A sárga satírozás a múltbéli elterjedést mutatja; a vörös színnel jelzett területeken 1992-ig fennmaradt az állomány. A kérdőjeleknél az 1992-es helyzet nem ismert. Forrás: Green és Anstey 1992.

A kékcsőrű réce előfordulása, illetve populációinak megmaradása nagymértékben függ speciális élőhelyétől. A sekély, szerves anyagban gazdag, többé-kevésbé sós vizeket kedveli; a száraz és félszáraz területeken található lefolyástalan, eutróf tavak különösen kedvezőek a faj számára. Élőhelyének szórt elhelyezkedése miatt elterjedési területe (4.2. ábra) már az állománycsökkenés előtt is fragmentált volt. Az északabbra lévő területeken fészkelő populációk vonulók, míg a délebbiek egész évben helyben maradnak.

Magyarország a kékcsőrű réce egykori elterjedési területének peremén található, ahol a faj kevés élőhelyen, viszonylag kis egyedszámban fészkel: erősen ingadozó állománya valószínűleg sose haladta meg a 100 egyedet (Schmidt 1967, Anstey 1989). Hazánkban az utolsó költési adat 1961-ből származik, a fülöpházi Kondor-tóról (Molnár 1987). A populáció-ingadozás, illetve a kipusztulás pontos okait ez idáig nem tárta fel részletes vizsgálat. Anstey (1989) szerint a magyarországi állomány dinamikáját nagymértékben meghatározták a volt Szovjetunió területén fészkelő fő populáció állományváltozásai. A

kipusztulásban több tényező játszhatott szerepet: megfogyatkoztak a megfelelő élőhelyek az éghajlat szárazabbra fordulása és a szikes tavak lecsapolása miatt, továbbá a vadászat, illetve a faj tojásainak és preparátumainak gyűjtése miatt is fogyott az állomány (Schmidt 1967, Anstey 1989). Mivel a kékcsőrű réce nem mutat menekülési reakciót az emberrel való találkozáskor, más vízimadarakhoz képest igen könnyű elejteni (Green & Hughes 1996).

4.1.2. Szaporítás Fülöpházán

A faj zárttéri szaporítását 1968-ban kezdték el az angliai Wildfowl & Wetlands Trust (WWT) Slimbridge-i telepén; a tenyésztés kiindulópontjául három pár Pakisztánban befogott kékcsőrű réce szolgált. Ezen állatok leszármazottainak felhasználásával indult el, a világon elsőként, 1983-ban Fülöpházán, majd másodikként 1988-ban az olaszországi Racconigi-ben a kékcsőrű réce szaporítási és visszatelepítési programja (Haraszty 1984, WWT n. d.).

A Fülöpházi Madárvártán (Kiskunsági Nemzeti Park) a Magyar Madártani Egyesület (MME) és a WWT együttműködése nyomán 1983-ban indult el a tenyésztelep építése, jelentős társadalmi munkával. A telep 7, összesen 1300 m² vízfelületű, gumiszőnyeg aljzatú, oldalról és felülről hálóval fedett medencéből állt (4.3. ábra). A medencék a telelőépületben folytatódtak, így a récék szabadon ki- és be tudtak úszni (Haraszty 1984). Annak ellenére, hogy fedett épület (4.4. ábra) állt a madarak rendelkezésére, a teleléskor ezt nem használták ki, inkább a szabad ég alatt tartózkodtak. Így még a medencén való állandó vízáramoltatás mellett is gondot okozott a megfelelő méretű jégmentes vízfelület folyamatos biztosítása (Molnár, személyes közlés 2001). Egy esetleges jövőbeni hasonló szaporítási program esetében a problémát el lehetne kerülni, ha a tenyésztési telepet egy termálvizes forrás közelében építenék fel, ahol olcsón biztosítható a fagypon feletti vízhőmérséklet.



4.3. ábra: A telep egyik medencéje költőszigetekkel. Fotó: Péchy Tamás.

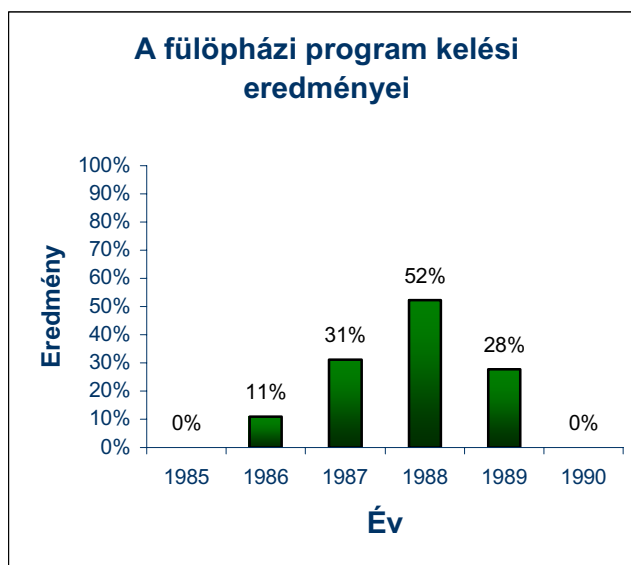


4.4. ábra: A telelő- és keltetőépület. Fotó: Péchy Tamás

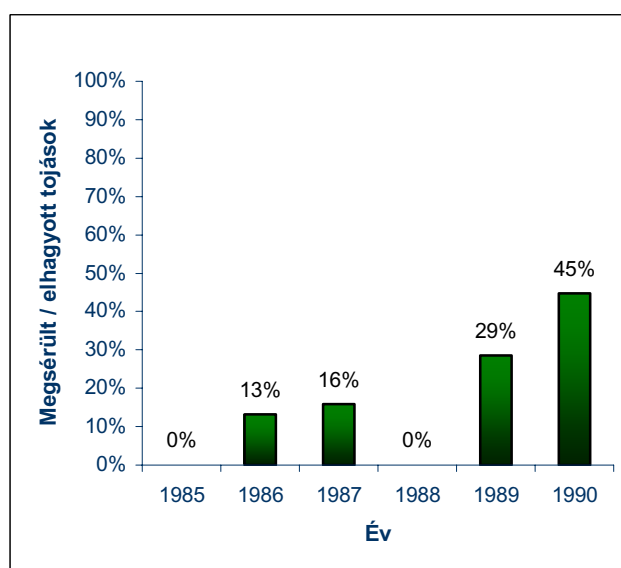
1984 és 1988 között Angliából összesen 162 tojást hoztak Fülöpházára. Ezeket a tenyésztelepen keltetőgépekben keltették ki (Tolnai 1991). 1985-től kezdve a telepen kikelt madarak is szaporodni kezdtek (4.5. és 4.6. ábra). Az újabb tojások részben keltetőgépbe kerültek, részben a tojók maguk keltették ki őket. Az első évi költés sikertelensége annak tudható be, hogy ekkor a récék még csak egyévesek voltak, s az első évi tojások ennél a fajnál terméketlenek (Haraszty 1986). 1987-től kezdve a récéket a költési idejére elkülönítették, egy gácsért és két tojót helyezve azonos rekeszbe. Ezáltal jelentősen csökkent az agresszivitás a populáción belül, ami a költési siker jelentős javulását vonta maga után (Tolnai 1991). A legjobb kelési eredményt 1988-ban regisztrálták (52%), de még ez sem érte el az angol telepen tapasztalt 60%-os átlagot (Hughes személyes közlés 2002). Az 1989-es eredmény a korábbinál jóval rosszabb volt, 1990-ben pedig – a későbbiekben elemzendő okok miatt - teljesen sikertelen volt a költés. Az 1991-es évről már nem állnak rendelkezésre adatok, mivel a költési időszak előtt a populáció egy részét a Budapesti Állatkertbe vitték. 1992-ben a megmaradt madarak is Budapestre kerültek, így a hazai szaporítási program véget ért (Molnár személyes közlés 2002.).



4.5. ábra: Fülöpházi fészekalj. Fotó: Péchy Tamás.



4.6. ábra: A Fülöpházán született madarak szaporulata: a kikelt tojások aránya (%).



4.7. ábra: A megsérült, illetve elhagyott tojások aránya a fülöpházi szaporulatban (%).

Az utolsó két évben főként azért csökkent nagymértékben a szaporulat, mert megnövekedett a megsérült, illetve elhagyott tojások aránya (4.7. ábra). (A két kategóriát a hiányos adatok miatt nem lehet elkülöníteni). A jelenség három fő okra vezethető vissza:

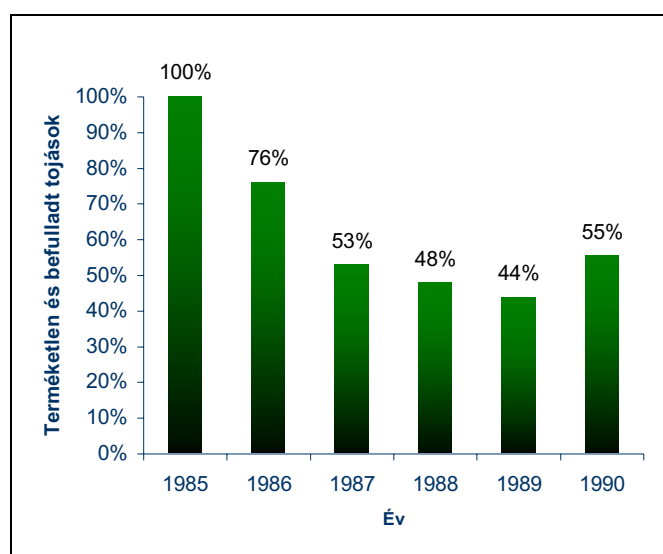
1.) Ebben a két évben a madarak nagy része rendellenesen viselkedett: elhagyták fészkeiket, gyakran több tojó tojt egy fészekbe, illetve a parton szanaszét hagyták tojásaikat, a kikelt fiókákat még önállóvá válásuk előtt magukra hagyták.

2.) 1990-ben ismét együtt hagyták az összes madarat a költési időre, és az emiatt megnövekedett agresszivitás hátrányosan befolyásolta a költési eredményeket.

3.) Ezekben az években Fülöpháza térségében patkányinvázió volt, és a patkányok számos tojást elfogyasztottak a tenyésztelepen (Molnár, személyes közlés 2002)

Mivel a rendelkezésre álló adatok nem elegendően részletesek, ma már nem lehetséges megállapítani, hogy a három tényező milyen súllyal szerepelt a szaporulatszökkenés okai között.

Egy további tényező - a terméketlen tojások magas aránya (4.8. ábra) - a program során végig nagymértékben csökkentette a szaporodási sikert:



4.8. ábra: Terméketlen, illetve befulladt tojások aránya a fülöpházi szaporulatban.

A tojások terméketlenségének, illetve a madarak rendellenes viselkedésének magyarázatára a következő hipotéziseket vizsgáltam meg:

a.) Betegség. Az állományt többször is megvizsgálta állatorvos; 1990-ben a táplálék és egy terméketlen tojás gombatoxin-vizsgálata, illetve az ürülékminták toxikológiai vizsgálata negatív eredményre vezetett. Így nem valószínű, hogy a problémákat betegség okozta volna.

b.) Nem megfelelő táplálék. A fülöpházi telepen a récék táplálása nagyrészt növényi eredetű táplálékkal történt. Az utóbbi két évtized kutatásai ugyanakkor rávilágítottak, hogy a kékcőrű réce táplálékának 73%-a állati eredetű, és a korábbi vizsgálatok módszertani okok miatt túlbecsülték a növényi táplálék jelentőségét (Green & Hughes 2001, Sanchez és mtsai. 2000). Fény derült arra is, hogy a faj táplálkozásában fontos szerepe van az árvaszúnyogok (*Chironomidae*) bentikus lárváinak, és az árvaszúnyog-lárvák megfelelő mennyisége kulcsszerepet játszik a récefaj élőhelyválasztásában (Green & Hughes 2001). Fülöpházán a

békalencse (*Lemna major* és *L. minor*) szállítmányokkal időnként nagy mennyiségű és változatos, árvaszúnyogokat is tartalmazó állati táplálék került a madarak medencéibe. Ugyanakkor ennek utánpótlását nem sikerült rendszeresen biztosítani, így a récék étrendjéből gyakran hosszabb időszakokra hiányzott az állati táplálék. A telepet 1990-ben meglátogató állatorvos véleménye szerint az élő állati táplálék hiánya közrejátszott a terméketlen tojások magas arányának kialakulásában, és a tojók fehérjetartalékainak kimerülése vezethetett a fészekelhagyó magatartáshoz. Az angliai tenyésztelő szakembere szerint a récék számára eredetileg megállapított étrend megfelelő volt (Hughes, személyes közlés 2002), ugyanakkor ezt az étrendet nem mindig sikerült tartani, beszerzési nehézségek miatt többször változott a récék táplálása. Elképzelhető, hogy a hiányos étrend is hozzájárult a problémák kialakulásához.

c.) Beltenyésztéses leromlás. A fogságban szaporított állomány az 1968-ban befogott három párból származik, a magyarországi program kezdetéig öt-tíz generáción át száz egyed alatti populációt szaporítottak a genetikai változatosság megőrzésére kidolgozott módszerek alkalmazása nélkül. Ezen módszereket Fülöpházán se alkalmazták, a tenyésztett madarakat nem jelölték meg (Molnár személyes közlés 2001). A fülöpházi állomány mérete 30 és 60 egyed között ingadozott, főként a szaporulat és a kiengedések függvényében. Mindezek alapján valószínűsíthető, hogy a beltenyésztéses leromlás is közrejátszott a szaporodási eredmények romlásában. Ugyanakkor az angliai állomány is ugyanebből az alapító populációból származik, és ott nem tapasztaltak ilyen problémákat (Hughes, személyes közlés 2002), bár lehetséges, hogy a beltenyésztés miatt az ottani 60%-os kelési eredmény is alacsonyabb a természetesnél.

Tehát nem valószínű, hogy betegség okozta a rendellenes viselkedést és a terméketlen tojások magas arányát. Valószínűsíthető viszont, hogy a hiányos táplálkozás és a beltenyésztés közrejátszott benne. A rendelkezésre álló feljegyzések hiányosságai miatt utólag igen nehéz állást foglalni az okokat illetően. Noha a tenyésztés beindításakor biztosítottak látszott a megfelelő szakmai háttér, az angol szakemberekkel való kapcsolat később megszakadt, így a tenyésztés során jelentkező problémák okait nem sikerült kielégítően tisztázni.

Érdemes megvizsgálni, hogy a kékcsőrű réce szaporításánál a 3.5. fejezetben említettek közül melyek játszottak szerepet.

a.) Nehézségek a szaporításnál. A kékcsőrű réce szaporításának módszerei rendelkezésre állnak, Angliában több évtizede szaporítják a fajt. Ugyanakkor a magyarországi programnál több nehézség is fellépett, a tartási körülmények, patkányok kártétele és a következő pontokban tárgyalandó problémák miatt.

b.) A kis populációméret problémái. A beltenyésztéses leromlás nagy valószínűséggel szerepet játszhatott a program kudarcában.

c.) Domesztikáció. A kékcsőrű réce 5-10 generáción keresztüli fogságban tartásának valószínűleg ilyen hatása is lehetett; ez esetleg szerepet játszhatott a kiengedések kudarcában.

d.) Visszatelepítés nehézségei. A program során nem készítették fel az állatokat a természetben való túlélésre, a naív állatok ismeretlen környezetbe kerültek.

e.) Betegségek. Az állatorvosi vizsgálatok nem mutattak ki betegséget a telepen.

f.) Korlátozott erőforrások, „hatékonyság”. Egyes intézkedésekre (pl. a madarak röpdében szoktatása az új környezethez) nem volt elegendő forrás. Bár a program jelentős társadalmi munka segítségével valósult meg, így is magas költségekkel járt.

h.) Intézményi folytonosság. A problémákat részben az angol szakemberekkel való kapcsolat megszakadása miatt nem sikerült megoldani.

4.1.3. Visszatelepítés

A fülöpházi szaporulat egy részének felhasználásával 1986-ban megkezdődtek a visszatelepítési kísérletek:

Kiengedések					
(Tolnai 1991, Molnár 2001 szem. közl.)					
Időpont	Tojó	Hím	Összesen	Egyedek kora (év)	Helyszín
1986. VI. 7.	5	5	10	2	Péteri-tó, Pálmonostora
1987. V. 22.	7	6	13	2, 3	Péteri-tó, Pálmonostora
1988. IV. 16.	17	12	29	? („öreg és fiatal”)	Kondor-tó, Fülöpháza
Összesen	29	23	52		

4.1. táblázat: Kékcsőrű réce kiengedések Magyarországon.

1991-ben történt még egy utolsó kiengedés, erről nem állnak rendelkezésre részletes információk. Az első kiengedés után a madarak mintegy két hónapig maradtak a területen, utána eltűntek; a második kibocsátás után rövid időn belül szintén eltűntek a récék. A harmadik kiengedés után a madarak egy része mintegy három hónapig helyben maradt. Júliusban a szárazság miatt a Kondor- tó vízszintje igen alacsonyra csökkent, ekkor néhány réce valószínűleg barna rétihéják (*Circus aeruginosus*) áldozatául esett: a megfigyelések szerint az alacsony vízszint miatt a récék nem tudtak a víz alá merülni a rétihéják támadásai elől (Péchy és Molnár személyes közlés). A kiszáradó tóból a megmaradt 7 madarat visszafogták. Ezeknek az egyedeknek a helyben maradásában az is közrejátszott, hogy a kiengedés előtt a tojók egy részének megcsönkítették a szárnytollait. Egy hím és 2-3 tojó augusztus elejéig egy vadászat céljából mesterségesen elárastott területen, a szabadszállási Kurjon-tavon mutatkozott. A vadászati szezon kezdete (aug. 1.) után nem sokkal eltűntek, valószínűleg a vadászattal járó zavarás miatt, de az is elképzelhető, hogy illegálisan lelőtték őket.

Úgy tűnik tehát, hogy a kiengedési területek nem voltak alkalmasak a kékcsőrű réce számára. A faj korábbi Péteri-tavi költésére nincs szakirodalmi adat, ráadásul ez egy halastó, ahol az emberi tevékenység zavaró hatását sem lehet kizárni. A Kondor-tó pedig a kiengedés előtti években szárazon állt, így feltételezhető, hogy a frissen feltöltődött tóban nem állt rendelkezésre elegendő táplálék a szakirodalom szerint az eutróf, igen produktív élőhelyeket kedvelő (Anstey 1989, Green & Hughes 2001) récék számára.

A visszatelepítés előtt nem végeztek részletes élőhely-alkalmassági vizsgálatokat, és a '80-as évek elején a faj ökológiai igényeiről is viszonylag kevés információ állt még rendelkezésre. A kékcsőrű réce életmódjának, környezeti igényeinek kutatása az 1990-es években lendült fel, főként spanyol és angol szakemberek közreműködésével. Az újabb eredmények felhasználásával a most futó dél-olaszországi, mallorcai és korzikai visszatelepítési programokat már biztosabb tudományos háttérrel lehetett megtervezni. Így az olasz visszatelepítés helyszínét egy környezet-alkalmassági modell (*Environmental Evaluation Model*) felhasználásával választották ki (Gustin és mtsai. 2000). A modellben a következő tényezők alapján értékelték az élőhelyeket:

1/ vízfelszín mérete, 2/ vízmélység, 3/ sókoncentráció, 4/ a víz kémiai minősége, 5/ eutrofizáltság mértéke, 6/ milyen mértékben áll fenn a szennyezés veszélye, 7/ az élőhely alkalmassága fészkelésre, 8/ élőhely alkalmassága táplálkozásra, 9/ utolsó fészkelés időpontja, 10/ eltartóképesség, 11/ más vízimadarak fészkelése, 12/ orvvadászat, 13/ tűzveszély, 14/ terület felügyelete, 15/ menedékhely, 16/ helyi emberekkel való együttműködés lehetősége, 17/ védett terület nagysága, 18/ van-e vadászterület egy kilométeren belül.

A mallorcai visszatelepítés tapasztalatai azt mutatják, hogy a visszatelepítés eredményesebb, ha a visszatelepítés területén a kiengedés előtt egy röpdében szoktatják új környezetükhöz a madarakat (Brunner & Andreotti 2001). A magyarországi visszatelepítéskor is felmerült ezen módszer alkalmazása, de nem volt rá pénz.

Felmerül a kérdés, hogy a madár vonulási szokásai mennyiben befolyásolták a program sikerét. A fülöpházi telep vezetőjének elmondása szerint ősszel az állatok nyugtalanabbnak bizonyultak, igyekeztek felrepülni, gyakran nekiütközve a dróthálónak. Ennek alapján feltételezhető, hogy ha a tavasszal, illetve nyár elején kiengedett madarak megmaradnak őszig a telepítés helyszínén, a hidegebb időjárás hatására délebbre vonultak volna, kedvezőbb telelőhelyet keresve. Erre viszont nem kerülhetett sor, mivel a récék már az év jóval korábbi szakaszában szétszóródtak, eltűntek a program szervezőinek szeme elől.

4.2. Az eurázsiai hód (*Castor fiber*) visszatelepítése

4.2.1. A faj természetvédelmi helyzete

Az eurázsiai hód (4.9. ábra) világviszonylatban veszélyeztettség közeli (*near threatened*) fajnak minősül az IUCN Vörös Listájának kritériumai szerint (IUCN 2002a). Egykor Európa és Ázsia nagy területein gyakori volt, ugyanakkor a XX. század elejére állománya nyolc populációra darabolódott fel, s egyedszáma mintegy 1200 egyedre csökkent. A drasztikus állománycsökkenés fő oka egyértelműen a vadászat volt, bár az élőhelyek csökkenése is közrejátszott (Hartman 1994b, Karcza 2000). A védelmi intézkedéseknek, vadászati tilalmaknak és a visszatelepítéseknek köszönhetően mai állományát 430 000 egyedre becsülik (Nolet & Rosel 1998). Napjainkban élőhelyeinek felszámolása és a vizek szennyezése jelent veszélyeztető tényezőt, de a faj fennmaradása nem forog közvetlen veszélyben (IUCN 2002a).



4.9. ábra: Eurázsiai hód (*Castor fiber*)

A XIX. század során a fajt a Duna egész vízgyűjtő területéről kiirtották (Schwab & Lutschinger 2001). Magyarországon 1854-ben lőttek utoljára hódot, s 1865-ben látták az

utolsó példányt (Bozsér 2001a). A kipusztulás fő oka hazánkban is a vadászat volt. Emellett a megfelelő hód-élőhelyek számának csökkenése is szerepet játszhatott (Andrési 2002, 184. o.).

A hód igen alkalmazkodóképes állat, sokféle vizes élőhelyen meg tud telepedni. Egyes esetekben még igen erős emberi zavarásnak kitett városi környezetben is megtelepszik (Pachinger & Hulik 1999). Ez az alkalmazkodási képesség más fajokhoz képest könnyebbé teszi a visszatelepítését.

A hód tevékenységével (fák kidöntésével és gátak építésével, *4.10. ábra*) nagyban befolyásolja, alakítja környezetét. Növeli az erdei vizes területek, nyílt vízfelszínnek kiterjedését, és új, lassú folyású szakaszokat alakít ki a vízfolyásokon. Ezzel más fajok számára is megfelelő élőhelyet hoz létre. Svédországi vizsgálatok kimutatták, hogy a hód jelenléte növelheti a vízfolyások halközösségének diverzitását (Hägglund & Sjöberg 1999). Szelektív táplálkozásával a vízparti társulások összetételét, szukcesszióját is módosítja (Bozsér 2001b). Mindezek alapján kulcsfajnak és „ökoszisztéma mérnöknek” minősül (Jones és mtsai. 1994); az élőhelyek helyreállításában az ilyen fajok visszatelepítése prioritást érdemel.



4.10. ábra: hódok által épített gát a Lébénymiklósi csatornán.

4.2.2. Visszatelepítés

A svédországi hód-újrahonosítás az első dokumentált állatfaj-visszatelepítési programok egyike volt. 1922 és 1939 között 80 állatot engedtek szabadon az országban; a mára kialakult svéd állomány mérete a százezer egyedet is meghaladja (Hartman 1994a és 1994b). Azóta 15 további európai országban próbálkoztak a hód visszatelepítésével: többek között Ausztriában, Dániában, Hollandiában, Németországban és Svájcban (Nolet & Baveco 1996, Bozsér 1999, Asbrik 2000, Karcza 2000, Bau 2001, Schwab & Lutschinger 2001). Számos program a szabadon engedett egyedek viszonylag alacsony (20 egyednél kisebb) száma ellenére sikeres volt; ennek az lehet a fő oka, hogy egy hód-populáció megfelelő élőhelyen akár évi 30%-os ütemben is növekedhet (South és mtsai. 2000). A hód-visszatelepítéseknél csapdázással befogott vad állatokat bocsátanak ki a telepítési területeken, így nem szükséges a gyakran számos problémával járó fogságban szaporítást alkalmazni. Ugyanakkor egyes esetekben problémák is adódtak: Finnországban kanadai hódot is visszatelepítettek, amely európai rokonánál gyorsabban szaporodik, és mára a kialakult 10 000-es hódpopuláció 85-90%-át képezi (Lahti 1997). Svájcban pedig olyan területeken is történtek visszatelepítések, amelyek nem voltak alkalmasak a hód számára, így a telepített állatok elpusztultak (Wüthrich 2000).

Amikor a magyarországi program elindult, már több évtized tapasztalatai álltak a hazai természetvédők rendelkezésére. A magyar program közvetlen előzménye, hogy Bajorországban és Ausztriában 1966-os, illetve 1976-os kezdettel sikerrel visszatelepítették a fajt. A terjeszkedő osztrák állomány egyedei az 1980-as évek közepétől kezdve a Szigetközben is megtelepedtek, ahol az állomány ma hat családot számlál. Az 1997-es horvátországi visszatelepítések után pedig a Principális-csatornán és a Kerka-patakon (Zala megye) is megjelent egy, illetve három hódcsalád (Bozsér 2001a, Sztaskó 2001). Csehországban és Szlovákiában is stabil állományok alakultak ki a bevándorolt és betelepített populációkból, Romániában 1998 óta folynak a telepítések; további visszatelepítéseket terveznek Szlovéniában, Románia keleti és déli részén, valamint Bulgáriában (Pachinger & Hulik 1999, Schwab & Lutschinger 2001). Mivel egy-egy hód vándorlásai során a vízfolyások mentén akár 170 km-es távolságot megtehet (Heidecke, 1984 idézi: South és mtsai. 2000), a Magyarországon létrejövő állomány valószínűleg kapcsolatba kerül majd a szomszédos országok populációval, metapopulációs mintázatot létrehozva. Nolet & Rosell (1998) szerint a hódok visszatelepítésekor a legjobb stratégia az adott vízgyűjtő területen több, egymással kapcsolatban álló populáció létrehozása. Ezzel az elvvel összhangban a

WWF (*World Wide Fund for Nature*) határokon átívelő programja egységes eszkézként kezeli a régiót. A hód-program szerves része a szervezet „Élő folyó programjának”, melynek célja a vizes élőhelyek dinamikájának, változatosságának helyreállítása (Schwab & Lutschinger 2001).

Magyarországon az első hét hódot 1991-93 folyamán a Hortobágyi Nemzeti Park szervezésében telepítették a Poroszló közelében található Hordódi-morotvába (Buzetszky 1997). A telepítés után több hódvár felépülését is észlelték a területen. A kiengedett hódok a Tisza-tóba ömlő patakok melletti terjeszkedésének nyomait is megfigyelték (Andrési 2002). Később kiderült, hogy a telepített hódok legalább egy része kanadai hód (*Castor canadensis*, Kuhl 1820) volt, így intézkedni kellett ezen egyedek befogásáról (Bozsér 2001a).

A WWF Magyarország az osztrák társszervezetével és az érintett nemzeti parkokkal együttműködve 1996-ban indította el magyarországi hód-programját (Schwab & Schmidbauer 2001, WWF Magyarország 2001). A kitűzött cél, hogy legalább 500 egyedből álló populáció jöjjön létre a Kárpát-medencében (WWF Magyarország 2002b). A szervezet a visszatelepítési munkáját a lehetséges hazai élőhelyek felméréssel kezdte (Andrési 2001). A kiválasztott lehetséges helyszíneken részletes élőhely-felmérést végeztek, az Egyesült Államokban a kanadai hódra (*Castor canadensis*) kidolgozott élőhely-alkalmassági index (*Habitat Suitability Index*- HSI) alapján. A HSI modell szerint a szabadon bocsátás kritériumai a következők (Bozsér 2000, Standovár & Primack 2001):

Folyóparti élőhely esetén:

- 1) A meder lejtése 10°-nál kisebb.
- 2) A vízborítás az év folyamán állandó, az évi és az évszakos vízjárás viszonylag egyenletes.
- 3) A parti fák lombkoronaszintjének, illetve a cserjeszintnek a záródása 40-60 % (ahol ennél sűrűbb a növényzet, ott a hódok nem férnek hozzá a táplálékhoz).
- 4) A cserjeszint magassága legalább 2 méter, a fák törzsátmérője 2,5-25 centiméter.
- 5) A part menti fás szárú növények többsége fűz- (*Salix*-) vagy nyár- (*Populus*-) faj.

Tavi élőhely esetén:

- 1) A vízborítás az év folyamán állandó.
- 2) Megfelelő táplálékellátottság esetén a vízfelület 8 hektárnál nem nagyobb,

- 3) 8 hektárnál nagyobb vízfelület esetén a partoldal tagolt.
- 4) A parti fák lombkoronaszintjének, illetőleg a cserjeszintnek a záródása 40-60 százalék, a cserjeszint magassága legalább 2 méter.
- 5) A fák törzsátmérője 2,5-15 centiméter.
- 6) A part menti fás szárú növények többsége fűz- (*Salix*-) vagy nyár- (*Populus*-) faj.
- 7) A vízfelszín nagy részét vízitök- (*Nuphar*-) és tündérrózsa- (*Nymphaea*-) fajok borítják.

Bár az eljárást a kanadai hódra dolgozták ki, a két faj életmódjának hasonlósága miatt az eurázsiai hódokra is sikeresen alkalmazzák. Ugyanakkor az európai, de főként a hazai alkalmazás tapasztalatai alapján Bozsér (2000) és Sztaskó (2001) a modell itteni célokra való módosítását, a figyelembe vett szempontok kibővítését javasolja:

1) Mivel a kanadai hóddal ellentétben az eurázsiai hód vár- és gátépítés helyett inkább a partba ásott lakóüreget részesíti előnyben, célszerű a partvonal meredekségére is kritériumot meghatározni; a javasolt érték 25-40°.

2) Fontos a nyílt vízfelület megléte, a víz 1-2 m mély és legalább 3 m széles legyen.

3) Hullámtérbe való telepítés esetén legyenek olyan területek, ahol az árhullámok tetőzését át tudják vészteni az állatok. Ártereken a tavak, nagyobb holtágak előnyösebb élőhelyet biztosítanak.

A gemenci élőhely-felmérésnél az esetleges zavaró tényezőket (ragadozók, emberi háborgatás, halászat, a hód számára csapdát rejtő halászeszközök) is figyelembe vették (Buzetszky 1997).

Az eurázsiai hódra több más élőhelyfelmérési rendszert is kidolgoztak (Pachinger és Hulik 1999, South és mtsai. 2000, Macdonald és mtsai. 2000, Wüthrich 2000), érdemes lenne egy összehasonlító elemzés során ezek komponenseit, hangsúlyait, az elért gyakorlati eredményeket összehasonlítani.

A Hanságban valószínűleg több hódot engedtek ki, mint amennyit a terület eltartóképessége indokol (Czabán 2002); néhány állatot talán más helyszínre kellett volna telepíteni. Térinformatikai és populációs modellek alkalmazásával meg lehet előzni az ilyen eseteket. Több hazai nemzeti parkban (köztük a Fertő-Hanságiban) is létrehoztak már GIS (*Geographical Information System*) rendszereket, amelyeket érdemes lenne ilyen célokra is felhasználni. Jelentős előrelépés lenne egy, az ország egész területét lefedő térinformatikai

rendszer létrehozása is, amely más természetvédelmi kezelések összehangolt tervezését is nagyban megkönnyítené.

A magyarországi visszatelepítési helyszínek kiválasztása után megkezdődött a hódok telepítése:

Hódvisszatelepítések			
(Bozsér 1999 és 2001, Karcza 2000, Sztaskó 2001, Bera személyes közlés 2002)			
Időpont	Egyedszám	Terület	Származási hely
1996. szept. - 1998. okt.	33 (17 felnőtt, 10 szubault, 6 juvenilis)	Gemenc (Duna-Dráva Nemzeti Park)	Ausztria, Bajorország (D), Lengyelország
2000. ápr. 4.	4 (1 hím, 1 nőstény, 2 szubadult)	Király-tó (Fertő-Hanság Nemzei Park)	Bajorország (Németország)
2000. ápr. 4.	4 (1 felnőtt, 2 szubadult, 1 juvenilis)	Fehér-tó (Fertő-Hanság N. P.)	Bajorország
2000. nov. 9.	6 (2 felnőtt, 4 szubadult)	Király-tó (Fertő-Hanság N. P.)	Bajorország
2001. okt. 31.	5	Öreg-Túr	Bajorország
2002. ápr. 5.	10	Király-tó (Fertő-Hanság N. P.)	Bajorország
2002. okt. 30.	5	Öreg-Túr	Bajorország
2002. okt. 30.	15	Tiszalúc, Holt-Tisza (Kesznyéteni Tájvédelmi Körzet)	Bajorország
Összesen	82		

4.2. táblázat. Hódvisszatelepítések Magyarországon 1996 - 2002 között.

Az állatok többségét élvefogó csapdával fogták be Bajorországban, ahol a mára 5000 egyedre növekedett, visszatelepítésből származó populáció egyes, az ember által intenzíven használt területeken mezőgazdasági károkat okoz (Schwab & Schmidbauer 2001). A hódokat fából ácsolt ketrecekben szállították a visszatelepítés helyszínére (4.11. ábra).



4.11. ábra: Szabadulásukra váró hódok a szállítóketrecekben. Fotó: Sarkadi Péter.

A szabadon engedett állatok sorsát igyekeznek folyamatosan nyomon követni. Mivel a kiengedett hódokat nem jelölték meg (Sztaskó 2001), és rádiotelemetriás módszerek alkalmazására sem került sor, az állatok egyéni nyomon követése nem lehetséges. A terepi munka nehézségei miatt az állatokat csak ritkán lehet megpillantani, jelenlétükre az általuk épített gátak, várak, lakóüregek és a megrágott növények utalnak. Emiatt a Fisher & Lindenmayer (2000), illetve Seddon (1999) által említett demográfiai paramétereket (egyedszám, ivararány, felnőtt/ fiatal arány; illetve a kiengedett generáció túlélése és az utódok szaporulata) nem lehet pontosan megállapítani, csak becsléseket lehet megadni.

Az utólagos monitorozás részben a WWF Magyarország keretein belül, részben a nemzeti parkok alkalmazottainak segítségével folyik. Bár az életben maradt állatok aránya az imént említett okok miatt pontosan nem ismert, a kotorékok, hódvárak, élelemraktárak és rágásnyomok arra utalnak, hogy mind a gemenci, mind a hansági területeken megtelepedtek és szaporodnak a hódok (WWF Magyarország 2002a).

A gemenci populációt 2001-ben 12 családra becsülték (Bozsér 2001a). A szomszédos országokból betelepült állatokkal együtt jelenleg a hazai állomány 100-120 egyedre tehető (WWF Magyarország 2002a).

Mindezek alapján a program kezdeti eredményei biztatóak. Ugyanakkor sikerről korai lenne beszélni: a kialakult populációról még nem bizonyosodott be, hogy hosszú távon önfenntartó-e, így Griffith és mtsai. (1989) definíciója egyelőre nem teljesül. Seddon (1999) kritériumai – 1.) a kiengedett generáció túlélése, 2.) a kiengedett generáció és utódainak szaporodása, 3.) a helyreállított populáció hosszú távú megmaradása – közül az első teljesült (a kiengedett generáció tagjai életben maradtak), a másodikról egyelőre nem tudni, hogy teljesült-e (az utódok szaporodásáról még nincsenek adatok), a hosszú távú megmaradás esélyének becsléséhez pedig populáció-életképességi analízisre lenne szükség.

5. A két program összevetése

Az alábbiakban összevetem a két hazai visszatelepítési programot a 3. fejezetben megvitatott szempontok alapján.

5.1. A visszatelepítés módszerei

a.) A kiengedett egyedek száma.

- A Péteri-tóra két év alatt 23, a Kondor-tóra egy alkalommal 29 kékcsőrű récét telepítettek.

- Gemencre három év alatt 33, a Hanságba három év alatt 24, a Tisza környékére eddig két év alatt 25 hódot telepítettek (a Tiszához további telepítéseket terveznek).

Az egész országot tekintve a hód-visszatelepítésnél több (82) állatot engedtek szabadon, mint a récefaj esetében (52). Ugyanakkor az egyes területeken kiengedett hódpopulációk átlagos létszáma (27,3) nem tér el lényegesen az egy terület szabadon engedett kékcsőrű récék számától (26).

A hód esetében 20-30 egyed minden bizonnyal elegendő kiindulási pont egy önfenntartó, növekvő populáció létrehozásához, mivel 20 egyednél kisebb állománnyal is több sikeres visszatelepítés történt. Ez vélhetőleg összefügg a faj már említett magas (akár évi 30%-ot is elérő) szaporodási rátájával. Az eddigi tapasztalatok alapján a kis populációméret miatti palacknyak-hatásnak a hódok esetében nincsenek észrevehető káros hatásai; a svéd állományban például igen alacsony a genetikai variabilitás, mégsem mutatkoznak beltenyésztéses leromlásra utaló jelek (Ellegren és mtsai. 1993). Ha az egyelőre külön populációkra tagozódó hazai állomány összefüggő metapopulációvá alakul át, illetve kapcsolatba kerül a szomszédos országok hódállományaival, remélhetőleg sikerül majd elkerülni a kis populációkat fenyegető veszélyeket.

A kékcsőrű réce visszatelepítésének demográfiai vonatkozásaival kapcsolatban kevés információ áll rendelkezésünkre. Viszont a spanyol állomány sorsa azt bizonyítja, hogy jó minőségű élőhelyen, megfelelő védelmi intézkedések mellett 23 év alatt 22 egyedről 4 500-ra nőhet egy populáció mérete; ez évi 26%-os növekedésnek felel meg (Green & Hughes 2001).

A 3.5.4. fejezetben említettem, hogy fogságban szaporított madarak kiengedésénél a jelentkező problémák miatt általában megnő a siker érdekében kibocsátandó egyedszám.

Mivel a kékcsőrű réce esetében már a szaporításnál jelentkeztek viselkedési és termékenységi problémák, ekkora kiengedett egyedszám mellett kis esélye volt a sikernek.

b.) Segítő intézkedések. Egyik program esetében sem került sor a megtelepedést segítő „*soft releasing*” technikák alkalmazására. A kékcsőrű réce esetén ez anyagi okok miatt maradt el.

c.) A program időtartama, a kiengedések száma. A hódvisszatelepítés időtartama összességében hosszabb, mint a kékcsőrű-telepítése, és a kiengedések száma is nagyobb. Nem tudni, hogy ez szerepet játszott-e a sikerességben.

d.) A kiengedett egyedek kora. Mindkét visszatelepítésnél kiengedtek szubadult és adult egyedek is. A különböző korcsoportok túlélését nem vizsgálták, így nem tudni, hogy ez a tényező szerepet játszott-e a két program sikerében.

5.2. Az élőhely minősége

- A kékcsőrű réce esetében kimutattam, hogy az élőhely valószínűleg nem volt megfelelő a faj számára. A telepítés előtt nem végeztek részletes élőhely-alkalmassági vizsgálatokat.

- A hód esetében az előkészítési fázis során elvégzett élőhely-alkalmassági vizsgálatok segítségével igyekeztek a leginkább megfelelő területeket kiválasztani visszatelepítéshez. A Hanságban elmaradt az előzetes élőhelyfelmérés, ugyanakkor az állatok megtelepedése bizonyítja, hogy ott is van számukra alkalmas élőhely.

Tehát a nemzetközi elemzések eredményeivel összhangban a két hazai példa kapcsán is megmutatkozik az élőhely minőségének fontos szerepe.

További, az élőhely minőségével összefüggő szempontok:

a.) A kipusztulás okának megszüntetése.

- A kékcsőrű réce kipusztulásának okait nem tárta fel részletes vizsgálat, így nem irányulhatott célzott természetvédelmi cselekvés a veszélyeztető tényezők megszüntetésére. Valószínűsíthető, hogy károsító tényezők a visszatelepítéskor is hatottak.

- A hód kipusztulásának fő okát, a vadászatot a védelem sikeresen megszüntette; hazánkban hódokat érintő orvvadászatról eddig nem érkezett jelzés. Az élőhelyek csökkenése pedig szerencsére még nem olyan mértékű, hogy azt a hód megsínylené.

b.) Élőhely-javítási intézkedések.

-A kékcsőrű réce esetében nem történt élőhely-javítás a kiengedési területeken.

-A magyarországi visszatelepítések a WWF komplex élővíz-rehabilitációs programjának részeként valósulnak meg. A hód hansági visszatelepítése kapcsolódik a bősárkányi élőhely-rehabilitációhoz.

c.) Az egykori elterjedési terület és a visszatelepítés helyszínének viszonya.

- Magyarország a kékcsőrű réce egykori elterjedésének egyik peremterülete volt (4.2. ábra).

- Az eurázsiai hód egykor kelet-nyugati irányban az egész eurázsiai kontinensen előfordult, a Földközi-tengertől az északi tundrákig (Hartman 1994b, Nolet & Rosell 1998). Hazánk tehát elterjedési területének egyik központi területe volt.

Ebben a tekintetben tehát különbség mutatható ki a két program között; ugyanakkor túlzott mértékű általánosítás lenne ezt a perifériális területek „problémásabb” volta melletti bizonyítékként értelmezni. Ehhez azonos fajon belüli összehasonlító vizsgálatokra lenne szükség. Erre a hód véleményem szerint igen alkalmas lenne, mivel számos hód-visszatelepítés történt a faj egykori elterjedési területének központi és perifériális részein egyaránt.

d.) Kompetitorok jelenléte.

-Spanyolországban kimutatták, hogy a betelepített pontyok (*Cyprinus carpio*) nagy egyedsűrűségeket elérve jelentősen csökkentik a kékcsőrű réce fő tápláléka, az árvaszúnyog- (*Chironomidae*) lárvák mennyiségét, és táplálkozásuk során felkavarják az aljzatot, rontva a látási viszonyokat és ezáltal megnehezítve a kékcsőrű réce táplálkozását. Azokról a területekről, ahol nagy mennyiségben vannak jelen pontyok, a récefaj eltűnik (Garcia 2001). A Kondor-tóban nem voltak pontyok, a Péteri-tavat viszont halastóként használják, úgyhogy elképzelhető, hogy ez a tényező is szerepet játszott.

-A hódnak Magyarországon nincsenek jelentős kompetitorai.

5.3. A két faj tulajdonságai

a.) Étrend.

A kékcsőrű réce tápláléka nagyrészt vízi gerinctelenekből áll, kisebb mennyiségben növényi eredetű táplálékot fogyaszt. A Kondor-tavi visszatelepítésnél vélhetőleg nem állt rendelkezésére elegendő táplálék, de ez inkább az élőhely minőségével függ össze, mintsem az állat étrendjével.

A hód lágy- és fásszárú növényekkel táplálkozik, egy adott területen való túlélési esélyét a megfelelő vizes élőhely mellett elsősorban a télen rendelkezésre álló famennyiség befolyásolja. A visszatelepítés helyszínein megfelelő táplálék áll az állatok rendelkezésére.

b.) Gyakori és vadászott, illetve veszélyeztetett faj. Mindkét faj visszatelepítése természetvédelmi céllal történt. Ugyanakkor a hód helyzete Európában mára stabilizálódott, nem annyira veszélyeztetett faj, mint a kékcsőrű réce.

c.) Taxon. A hódot számos esetben sikerült visszatelepíteni, esetenként tíznél kevesebb egyed kiengedésével is. Sikertelen telepítési kísérlet jóval kevesebb fordult elő (pl. Svájcban történt néhány sikertelen kiengedés nem megfelelő területeken, Wüthrich 2000). A kékcsőrű réce esetében az eddigi három nagyobb egyedszámú telepítési kísérlet egyikénél sem sikerült hosszú távon önfenntartó populációt létrehozni. Mindez talán arra utal, hogy egyes fajokkal nehezebb sikereket elérni, de ezt a hipotézist alaposabb vizsgálatokkal kellene ellenőrizni.

d.) Szaporodási jellemzők.

A kékcsőrű réce tojók kétéves koruktól képesek termékeny tojásokat tojni, egy fészekalj átlagosan öt tojásból áll (Green & Hughes 2001).

A hódok 1,5 – 2 éves korukban válnak ivaréretté. Az ivarérett nőstények 50-70%-a hoz évente egy, maximum két utódot a világra (Bozsér 2001a).

Így elvileg a kékcsőrű réce-populációknak nagyobb a potenciális növekedési rátája; ugyanakkor ezt valószínűleg kiegyenlíti az a körülmény, hogy a hódok két éves korukig gondozzák védett helyen utódaikat, így kisebb a fiatalok halandósága.

e.) A faj költöző, vagy állandó.

A kékcsőrű réce eredeti magyarországi állománya költöző volt, ugyanakkor ez valószínűleg nem befolyásolta a visszatelepítés sikerét, hiszen a tavasszal kiengedett állatok még a nyár vége előtt eltűntek. A hód állandó faj.

5.4. Az állomány vad vagy fogságban szaporított

- A vizsgált madárfaj esetében a szaporítás során nehézségek léptek fel, ami közvetlenül csökkentette a program eredményességét. Továbbá a szabadban való túlélés esélyét csökkenthette a két évtizedes beltenyésztés miatti genetikai leromlás, a fogságbeli körülményekhez történő adaptáció, illetve a fogsághoz szokott állatoknál hiányozhattak egyes, a túléléshez szükséges tanult viselkedéselemek is.

-A vadon befogott hódoknál ilyen problémák nem jelentkeztek.

5.5. Szervezeti és társadalmi tényezők

A kékcsőrű réce program mögött nem állt megfelelő hazai tudományos és szakmai háttér, így az „angol kapcsolat” megszakadása érzékenyen érintette a program kimenetelét. A külföldi szakértőkkel való kapcsolattartás egyébként is nehezkesebb, mint ha hazai szakembereket lehetne felkérni a szükséges vizsgálatok elvégzésére, illetve probléma esetén tanácsadásra.

A WWF-nek kialakult kapcsolatai vannak a visszatelepítésekhez kapcsolódó témákban dolgozó magyarországi kutatókkal, akik segítséget nyújtanak a visszatelepítési munkában. Így a hód esetében esetében nem jelentkeztek ilyen problémák.

Mindkét program igyekezett a természetvédelem népszerűsítésére felhasználni a visszatelepítést. Egyik program se ütközött a helyi lakosok ellenállásába.

5.6. Monitorozás, dokumentálás, publikálás

A visszatelepített kékcsőrű récék többsége rövid idő alatt kikerült a kutatók látóköréből, így sorsuk további figyelemmel kísérése nem volt lehetséges. A hódokról rendelkezésre álló közvetett információk lehetővé teszik a populációk demográfiai jellemzőinek becslését; ugyanakkor nagy segítséget jelentene az egyedek pontosabb nyomon követése. Svédországban vidrák (*Lutra lutra*, L. 1758) visszatelepítésénél egy rádiotelemetriás módszer alkalmazásával követni tudták az állatok mozgását és túlélését (Sjöasen 1996). A monitorozás szempontjából mindkét hazai programnál előnyös lett volna a telemetriás eszközök alkalmazása; a hód esetében erre még sor kerülhet. Ugyanakkor a módszer használata ellen szól az ilyen vizsgálatok magas költsége. Továbbá több kutatás is kimutatta, hogy a rádióadóknak hátrányos hatásai lehetnek az állatok mozgására, különösen az úszó és a repülő életmódot folytató fajok esetében. Ezenkívül a rádióadó és az antenna megváltoztatja az állat

külső felszínét, ami fokozott hőleadást eredményezhet, és szignifikánsan növelheti az állat energiateljesítményét (Godfrey és mtsai. 2003). Mivel ezen hatások negatívan befolyásolhatják az állatok túlélését, véleményem szerint veszélyeztetett fajok visszatelepítésekor csak igen alapos megfontolás után szabad rádiótelemetriás módszereket alkalmazni.

6. Tanulságok a visszatelepítési programok módszereivel kapcsolatban

A visszatelepítési programoknak négy fő fázisuk van (Stuart 1991 cit. Engelhardt és mtsai. 2000):

1. megvalósíthatósági tanulmány készítése;
2. előkészítési szakasz;
3. kiengedés;
4. monitorozás.

A fogságban tartott állományt kiengedő programok esetében ehhez még egy további fázis, a szaporítás is hozzájárul; ez programtól függően az 1.-es fázis előtt, a 2.-es és a 3.-as szakasz között, vagy a 3-as fázissal párhuzamosan is történhet. Az alábbiakban összegyűjtöm szakdolgozatom a visszatelepítések egyes szakaszai során alkalmazható tanulságait.

6.1. Megvalósíthatósági tanulmány

Csak akkor szabad *ex situ* természetvédelmi programba kezdeni, ha a kérdéses taxon biológiája, illetve az *ex situ* tartása és kezelése során jelentkező igényei megfelelően ismertek, illetve ha a szükséges módszerek kidolgozása megvalósítható a faj megőrzésére rendelkezésre álló időkereten belül. (IUCN/SSC 2002).

A megvalósíthatósági tanulmánynak kulcsszerepe van a program sikere szempontjából. Véleményem szerint a programok megfelelő átgondolásával, tervezésével sok kudarcot el lehetne kerülni.

Mielőtt megszületik a döntés egy visszatelepítési program beindításáról, érdemes megvizsgálni a következő kérdéseket:

-Miért fontos a faj visszatelepítése?

-Történtek-e már ilyen célú próbálkozások a fajjal (esetleg közeli rokonával)? Milyenek az eddigi tapasztalatok? Ezek alapján milyen problémák várhatók? Hogyan lehet ezeket megoldani?

-Mennyire ismertek a faj biológiai, ökológiai jellemzői? Milyen környezeti igényei vannak a fajnak? Milyenek az életmenet-sajátosságai? Vannak-e speciális tulajdonságai? Mekkora volt régen a világállománya, és milyen helyzetben van ma?

- Mekkora egyedszámban, mely területeken fordult elő Magyarországon ?

-Mikor pusztult ki hazánkból? Milyen tényezők okozták a kihalását? Megszűnt-e a hatásuk? Ha nem, hogyan lehet megszüntetni?

-Rendelkezésre állnak-e a megfelelő ökológiai viszonyok a faj visszatelepítéséhez? Ha nem, élőhely-rehabilitációval, a kipusztulás okainak megszüntetésével létre lehet-e hozni ilyeneket? Milyen intézkedéseket kell hozni ennek érdekében?

-Érdemes-e a programot egy komplexebb élőhely-rehabilitáció részeként véghezvinni? Ha igen, milyen más fajokat kell betelepíteni, illetve milyen fajok spontán betelepülése várható?

-Előreláthatólag milyen hatása lesz a terület ökológiai rendszerére a visszatelepítés?

-Szükség van-e a megtelepedést segítő *soft-release* technikák (pl. etetés, menedék biztosítása) alkalmazására, az egyedek felkészítésére, tanítására?

-Kik a területek tulajdonosai? Beleegyeznek-e a visszatelepítésbe? Várhatók-e konfliktusok a tulajdonosokkal, a terület használóival, más érdekcsoportokkal?

-Milyen engedélyekre van szükség az állatok behozatalához, szaporításához, kiengedéséhez?

-Hogyan lehet megnyerni a helyi lakosok egyetértését?

-Milyen alfajai, lokális populációi voltak és vannak jelenleg a fajnak? Ezek között milyen a genetikai kapcsolat? A megmaradt populációk közül melyiket érdemes a visszatelepítéshez kiindulásként felhasználni?

-Mekkora a beltenyésztettség mértéke a vad és az esetleges fogságban tartott állományban? Van-e ennek megfigyelhető hatása?

-Lehetséges-e megfelelő számú vadon befogott egyed áttelepítése, vagy fogságban szaporított populációval kell dolgozni?

-Fel lehet-e használni a programot a természetvédelem népszerűsítésére? Hogyan lehet a helyi, az országos (és esetleg a nemzetközi) közvélemény figyelmét felhívni a programra?

-Milyen vizsgálatokat kell elvégezni a program megkezdése előtt, illetve a szaporítás, a visszatelepítés és az utólagos monitorozás során?

-Milyen szakmai, anyagi és intézményi háttér szükséges a programhoz? Rendelkezésre állnak-e ehhez a megfelelő források? A visszatelepítés és az utólagos monitorozás éveitől kezdve mindezt végig biztosítani lehet-e majd?

A program tervezése során érdemes egy megvalósíthatósági tanulmányt készíteni a felsorolt kérdések közül minél több figyelembe vételével. Ennek eredménye alapján lehet megállapítani, hogy van-e esély a sikerre. Ezután meg kell vizsgálni, hogy a megvalósításhoz milyen tárgyi, anyagi személyi és intézményi feltételek szükségesek. Mindezek ismeretében lehet felelősséggel dönteni arról, hogy bele szabad-e vágni a költséges, hosszú távú elkötelezettséget igénylő programba. Ahol ez lehetséges, érdemes a célokat mérhető kritériumokban meghatározni, hogy később ezen kritériumok teljesülésének nyomon követése alapján lehessen dönteni a program esetleges módosításairól (Standovár & Primack 2001, 396. o.).

A megvalósíthatósági tanulmány elkészítésében sokat segíthetnek a rendelkezésre álló szimulációs modellek. Több visszatelepítési program esetében használtak térben explicit populációs életképességi analízist a populáció várható növekedésének becslésére, illetve a visszatelepítésre megfelelő területek kiválasztására (Macdonald és mtsai. 2000, South és mtsai. 2000, Van Deelen 2000).

6.2. Tervezés, előkészítés

6.2.1. Adatgyűjtés

A lehető legtöbb információt kell beszerezni a faj biológiai, genetikai és ökológiai jellemzőiről, múltbeli történetéről, elterjedéséről.

6.2.2. Élőhely-alkalmassági vizsgálatok

Ebben a fázisban a következő kérdések megválaszolására van szükség:

- Hány területen történjen visszatelepítés? Melyek legyenek ezen területek?
- Az alternatív helyszínek közül melyek az optimálisak?
- Mekkora populáció létrehozása a cél? Mekkora a területek eltartóképessége?

A megvalósíthatósági tanulmány részeként, vagy annak kiegészítéseként részletes élőhely-alkalmassági vizsgálatokra is szükség van, hiszen csak akkor lehet sikeres egy

visszatelepítés, ha a faj életfeltételei biztosítottak a helyszínen; ezenkívül etikailag is kifogásolható olyan területen visszatelepítésbe kezdeni, ahol kétséges az állatok túlélése.

A megfelelő visszatelepítési területek kiválasztásakor a nagy területeken való élőhely-felmérés igen munkaigényes és költséges lehet. Ebben a munkában nagy segítséget jelenthetnek az utóbbi időben egyre elterjedtebbé váló térinformatikai (GIS) rendszerek, melyek nagy mennyiségű adat objektív elemzését teszik lehetővé. Több visszatelepítési kísérlet előkészítésénél alkalmaztak már ilyen módszereket, különböző állatfajok esetében: eurázsiai hód (*Castor fiber*), gímszarvas (*Cervus elaphus*), hiúz (*Lynx lynx*) (Macdonald és mtsai. 2000, South & Macdonald 2000, Van Deelen 2000, Wüthrich 2000, Schadt és mtsai. 2002).

Skóciában a hód-visszatelepítés tervezéséhez egy komplex, GIS-t és számítógépes populációs modellt magában foglaló módszert fejlesztettek ki, amit véleményem szerint más fajok visszatelepítésénél is lehetne alkalmazni. A módszer négy lépésből áll (Macdonald és mtsai. 2000, South & Macdonald 2000):

1.) *A potenciális élőhelyek ország szintű felmérése térinformatikai módszerekkel*

A rendelkezésre álló légifotók és vízrajzi térkép alapján elkészítették a növényborítást is tartalmazó térinformatikai rendszert Skócia felszínéről. Az ország egyes területeit a hód szempontjait figyelembe véve három kategóriára osztották: a) szaporodási élőhely b) vándorláshoz megfelelő terület c) olyan terület, amelyen a hód feltételezhetően nem megy keresztül vándorlása során.

2.) *A kiválasztott területek előzetes felmérése standardizált terepi módszerrel*

Az első lépés eredményei és a földtulajdonosokkal való tárgyalás alapján kiválasztott kilenc élőhelyen standardizált terepi felmérést végeztek. Ennek módszertana a HSI modellhez hasonlít, de annál részletesebben kidolgozott: több paramétert vesz figyelembe, és egy változó különböző értékeihez pontszámokat rendel.

Az összesítés után legtöbb pontszámot kapott három területen folytatták a vizsgálatokat.

3.) *A leginkább megfelelő területek részletes elemzése eltartó-képességük szempontjából*

A három területen részletes vegetációtérképet készítettek a part menti száz méteres zónáról, majd ennek alapján becsülték az eltartóképességet.

4.) Számítógépes modell alkalmazása a populáció várható növekedésének és terjeszkedésének jóslására

Az első lépésben használt GIS-szel egy populációs modellt kombináltak, amely a hódegyedek születését, halálát és vándorlását modellezi. Annak érdekében, hogy figyelembe vegyék a paraméterek becslésének bizonytalanságát, három (magas, közepes és alacsony gyarapodást eredményező) paraméterkészlettel is lefuttatták a modellt. Így össze tudták hasonlítani a visszatelepítés eredményességét különböző stratégiák, visszatelepítési helyszínek esetén. Pontos jóslásokat viszont nem lehetett megadni, mivel a populációs paraméterek Skóciában mások lehetnek, mint Hollandiában, ahol a szimulációhoz felhasznált adatokat gyűjtötték.

A visszatelepítést követő monitorozás során gyűjtött adatokat a modellekbe beépítve rendszeresen újra lehet értékelni a populáció helyzetét, ami a további teendőkkel (pl. kiengedések folytatása, vagy abbahagyása) kapcsolatos döntéseket könnyíti meg. A magyarországi hód-visszatelepítésnél is érdemes lenne ezen módszereket alkalmazni.

6.2.3. Populáció-életképességi analízis

A populációs életképességi analízis Ralls és mtsai. (2002) definíciója szerint olyan elemzés, amely a rendelkezésre álló adatok analitikus vagy szimulációs modell segítségével való feldolgozása során kiszámolja a populáció adott idő alatti kipusztulásának valószínűségét, vagy a populáció életképességének a kihalási valószínűséggel szorosan összefüggő valamilyen más jellemzőjét. (A módszercsalád részletes leírását lásd Standovár & Primack /2001/, 286-291. o.). Egy 21 gerinces fajon végzett, hosszú távú adatokat felhasználó vizsgálat eredménye szerint a PVA-modellek nagy biztonsággal képesek „megjósolni” egy populáció sorsát, ha az elemzéshez megfelelő minőségű adatok állnak rendelkezésre, és a kérdéses populáció főbb életmenet-rátái a jövőben állandóak maradnak, illetve változásuk előre megmondható (Brook és mtsai. 2000). Még ha megfelelően részletes adatok állnak rendelkezésre, az utóbbi két megszorítás akkor sem mindig teljesül; így ezen és más okok miatt a kapott kihalási valószínűségek, populációméret-jóslások abszolút értéke nem teljesen megbízható (Coulson és mtsai. 2001, Ellner és mtsai. 2002). Emiatt Reed és mtsai. (2002) szerint a PVA leginkább megfelelő alkalmazása a különböző természetvédelmi kezelések várható hatásának összevetése. Ugyanakkor az említett korlátok ellenére más módszerekkel összehasonlítva a PVA modellek alkalmasak leginkább az összes rendelkezésre álló

információ figyelembe vételével történő elemzésre (Brook és mtsai. 2002). A módszer a visszatelepítési programok sikerességének értékelésében is segíthet (Sarrazin & Legendre 1999).

Mindezek alapján érdemes lenne új alapokra helyezni a visszatelepítések értékelését. Az utólagos monitorozás során gyűjtött adatok, illetve a többi rendelkezésre álló információ (pl. szakirodalmi adatok, előzetes információk) felhasználásával szabványos PVA módszerekkel 100 éves időtávra meghatározott százalékos kihalási valószínűség mintegy mérőszáma lehetne az elért eredményeknek. Az így kapott értékek segítségével a jelenleginél nagyobb pontossággal lehetne összehasonlítani a különböző programok eredményét.

Már most is több visszatelepítési programnál alkalmaznak populáció-életképességi analízist a következő kérdések megválaszolására (Meretsky és mtsai. 1999, Sarrazin & Legendre 1999, South & Macdonald 2000):

- Hány egyedet kell visszatelepíteni, hány alkalommal, milyen időtartamban?
- Mi az egyedek optimális kora a visszatelepítés szempontjából?

6.3. Zárttéri szaporítás

A kékcsőrűréce-programnál leírtak több olyan tényezőre is rávilágítottak, amelyeket érdemes figyelembe venni a szaporítási programok előkészítése során:

- 1.) A tervezésnél figyelembe kell venni a teletetés problémáit.
- 2.) Törekedni kell a fajon belüli agresszió minimalizálására.
- 3.) A pároztatás során alkalmazni kell a beltenyésztéses leromlás elkerülésére kidolgozott módszereket. Ehhez szükség van az egyedek megjelölésére és sorsuk nyilvántartására.
- 4.) Az IUCN ajánlása szerint (IUCN/SSC 1995) a visszatelepítést érdemes vadon befogott egyedekkel végezni, ha a fajnak még létezik viszonylag nagy vad állománya. Miként ez a kékcsőrű réce esetében is megmutatkozott, a fogságban való szaporítás során sok probléma merült fel.

7. A visszatelepítések szerepe a természetvédelemben

A visszatelepítési programok jelentősen hozzájárulhatnak a ritka fajok védelméhez, mert elterjedésük növekedése csökkenti a helyi katasztrófák miatti kihalás kockázatát. A társulások „működésének” helyreállításában is nagy szerepük lehet, más fajok számára visszaállítva a faj kipusztulásakor elveszett körülményeket és lehetőségeket. Ezen hatások különösen a kulcsfajoknál jelentősek, mivel e fajoknak az egyedszámuk vagy biomasszájuk alapján vártnál jóval nagyobb szerepük van egy közösség szerveződésében. A kulcsfajok jellegzetes képviselői az „ökoszisztéma mérnök” fajok, melyek nagymértékben átalakítják környezetüket, ezáltal élőhelyeket alakítanak át, tartanak fenn és hoznak létre. A hód ezen fajok egyik klasszikus példája; visszatelepítése nagyban elősegítheti a vizes élőhelyek helyreállításának folyamatát (Jones és mtsai. 1994; Macdonald és mtsai. 2000; Standovár & Primack 2001, 48-49. o.).

Manapság sok faj areája egyre inkább fragmentálttá válik, és az emberi hatások következtében sokszor akadályokba ütközik az egyedek diszperziója (Griffith és mtsai. 1989). A visszatelepítések segíthetnek áthidalni ezt a problémát. Például hozzájárulhatnak olyan, az ember által nagymértékben zavart élőhelyek biodiverzitásának megőrzéséhez, ahol az új, mesterséges barrierék (pl. utak, települések) sok faj számára megakadályozzák a természetes kolonizációt. Nagy szerepe lehet ennek például a kis tavakban élő kétéltűek védelmében (Trenham & Marsh 2002).

Kritikaként merül fel az ilyen célú programokkal szemben, hogy gyakran igen költségigényesek. Természetvédelmi területek létesítésével, fenntartásával gyakran ugyanennyi ráfordítással jóval több fajt lehetne megmenteni. A források egy-egy fajra való koncentrálása a természetvédelem beszűkült értelmezéséhez vezet (Wolf és mtsai.1996). Továbbá még a viszonylag intenzíven tanulmányozott madarak és nagyméretű emlősök esetében is nagy hiányosságok vannak a leírt fajok elterjedésének és biológiájának ismeretében; a többi taxonnál pedig a fajok jelentős részéről szinte semmit sem tudunk. Jól illusztrálja ezt, hogy egy becslés szerint a leírt fajok 25%-át adó bogarak fele csak egy lelőhelyről ismert, 13%-uk csak egy példány alapján (Stork 1997). A visszatelepítési programok sikeres végrehajtásához számos információra van szükség az adott faj jelenlegi és múltbéli elterjedéséről, illetve biológiájáról (Kleiman 1994) így számos faj esetében nem is lenne célszerű ezt a módszert alkalmazni.

Tudományos szempontból a visszatelepítendő fajok kiválasztásának jelenlegi menete is megkérdőjelezhető, hiszen mint azt korábban láttuk, egyes rendszertani csoportok nagymértékben túlreprezentáltak. Ugyanakkor ezt az eltolódást egyes esetekben gyakorlati megfontolások és társadalmi elvárások igazolhatják.

Mint azt a 3.5.2. fejezetben láttuk, a sikeres visszatelepítéshez szükséges a kipusztulás okainak megszüntetése; ez sok esetben az élőhely helyreállítását jelenti. Emiatt előnyös, ha a visszatelepítési programok komplexebb élőhelyrehabilitációs projektek keretében valósulnak meg; például a hansági hódvisszatelepítés is részben egy élőhely-helyreállítási programhoz kapcsolódik. Észak-Amerikában és Európában számos esetben helyreállítási programokkal hoznak helyre korábban lecsapolt vizes területeket, illetve sokszor olyan helyeken létesülnek mesterséges tavak, ahol korábban nem volt ilyen típusú élőhely. Más esetekben például a kétéltűek fennmaradását akadályozó földhasználat abbamaradt, és újra megfelelővé vált az élőhely. De sokszor a távolság, vagy a táj barrierjei megakadályozzák az ilyen terület kolonizációját; ezen esetekben a visszatelepítés a legalkalmasabb módszer a kétéltűek állományának helyreállítására (Trenham & Marsh 2002).

A restaurációs ökológiának, mint fiatal tudományterületnek éppen az élőhelyek helyreállítása a fő célkitűzése, tevékenysége számos esetben fajok visszatelepítésével jár (Dobson és mtsai. 1997). Így a visszatelepítés tulajdonképpen határterület a természetvédelmi biológia és a restaurációs ökológia között. Ugyanakkor jelenleg a két tudományág közötti együttműködésnek még vannak kihasználatlan lehetőségei, talán az eltérő súlypontok miatt: míg a természetvédelmi biológia inkább az állatvilágra koncentrált, és nagyobb az elméleti, leíró háttere, addig a jóval kísérletezőbb szellemű restaurációs ökológia fő érdeklődési területe a növényvilág (Young 2000).

A visszatelepítési programokat érdemes lenne tehát szélesebb kontextusba helyezni, és mindkét tudományág eredményeit a lehető legteljesebben felhasználni a tervezés és kivitelezés során, ezzel is elősegítve a két terület közötti gyümölcsöző együttműködést.

8. Konklúzió

Munkám során csak két esettanulmányt vizsgáltam meg, ugyanakkor ezen a két programon kívül számos további is indult Magyarországon; ezek figyelembe vétele árnyaltabb kép megrajzolását tenné lehetővé. Márkus (2000) alapján eddig húsz állatfaj esetében történtek visszatelepítési kísérletek hazánkban, ezek közül nyolc program nevezhető viszonylag jól dokumentáltnak. Érdemes lenne ezen visszatelepítéseket is megvizsgálni az alkalmazott módszerek és az eredmények szempontjából.

Felmerül a kérdés, hogy a növényi szaporítási és visszatelepítési programok során érvényesül-e az állatoknál kimutatott tényezők némelyike, és milyen továbbiakat lehet elkülöníteni. Kereszty & Galántai (1994), illetve Kereszty (1996) adatai szerint 1993-ig az *ex-situ* megőrzést célzó kísérletek védett fajaink 40%-ánál megkezdődtek. Különböző kutatóintézetekben, botanikus kertekben és arborétumokban több száz hazai növényfaj szaporítása folyik. Kérdéses ugyanakkor, hogy hány esetben, és milyen eredményekkel sikerült eljutni a visszatelepítés stádiumáig. Az állatok visszatelepítéséhez hasonlóan a növényeknél is fontos lenne felmérni az eddigi kísérletek eredményességét, a felmerülő nehézségeket. Hazánkban gombákkal tudomásom szerint eddig nem történtek ilyen kísérletek.

További kutatásaim során szeretnék áttekintő képet kapni a hazánkban folyó állat- és növény-visszatelepítési és *ex situ* szaporítási programokról, továbbá az állatokhoz hasonló szempontok alapján elemezni a növény-visszatelepítések sikerességét és az ilyen típusú hazai kísérleteket.

Javaslataim többsége a természetvédelem szakmai, tudományos hátterének erősítésének irányába mutat. Véleményem szerint ennek igen nagy jelentősége lenne, hiszen a természetvédelmi biológia tudományággá való fejlődése ellenére továbbra is sok esetben szakadék van a terepi természetvédők és a kutatók között. Jó példa erre az, hogy a visszatelepítési programoknak csak alig több mint felében vesz részt szakképzett biológus (Sarrazin & Barbault 1996). Hazánkban is bőven van még mit fejleszteni a kutatók és az állami, illetve civil természetvédelmi szervezetek közötti kapcsolattartásban, információáramlásban (Mihók & Standovár 2001). A megfelelő tudományos háttér hiányának negatív hatása olyan konkrét példákön is kimutatható, mint a kékcsőrű réce esete.

Ahhoz, hogy változás történjen e téren, sok esetben a gyakorlati, konkrét javaslatokat váró természetvédők és az ökológiai vizsgálatokat végző kutatók mintegy „közös nevezőre

hozására” van szükség (Mihók & Standovár 2001). Tehát alapvető szemléletváltás szükséges, amelynek eredményeképp az aktív természetvédelmet és a biológiai kutatás természetvédelmi vonatkozású területeit már nem elkülönült, hanem szorosan egymásra utalt területeknek tekinthetnénk (Lengyel és mtsai. 2002). Jelentős lépés volt ez irányba a 2002 novemberében Sopronban megrendezett I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia (amely előreláthatólag egy hosszabb sorozat első állomása volt), ahol az állami és civil természetvédelem, illetve a tudomány nagy számban jelenlévő képviselői megismerhették egymás tevékenységét, céljait.

Ugyanakkor a mindennapi feladatok terén való előrelépéshez mindez nem elég; szükség lenne az információáramlás és együttműködés rendszeressé tételére, intézményesítésére. A soproni konferencián is felmerült egy országos szintű természetvédelmi információs rendszer igénye, amelynek kiépítését a már fejlesztés alatt álló adatbázisok egységesítése, és hozzáférhetőségük kiszélesítése révén lehetne elkezdni. A rendszer segítséget nyújtana a kezelési programok kidolgozásában, az élőhely-védelmi és hatósági döntések meghozatalában, továbbá a természeti értékek állapotváltozásának nyomon követésében (Aradi 2002). Egy ilyen rendszerben a térinformatika is fontos szerepet kaphat. A GIS módszerek gyakorlati hasznát több külföldi visszatelepítési példa kapcsán említettem; természetesen számos más védelmi módszer tervezésénél is hasznos lehet, nem beszélve a diverzitás monitorozására irányuló programokról.

A természetvédelmi biológia multidiszciplináris voltából következik, hogy egy sikeres program lebonyolításához a biológia számos szakterületének (genetika, populációbiológia, etológia, toxikológia stb.) eredményeit és vizsgálati módszereit kell alkalmazni. Egy-egy program költségvetése egyes esetekben nem elegendő az összes szükséges szakember alkalmazására; ez nem is lenne gazdaságos, hiszen a speciális vizsgálatokra, szakértelemre általában csak a program egy-egy fázisában, vagy periodikusan (pl. évente egyszer) van szükség. Emiatt érdemes lenne egy olyan, az országban folyó természetvédelmi tevékenység háttérintézményeként működő szakmai műhelyt létrehozni, amely segítené a védelmi programokhoz szükséges vizsgálatok elvégzését.

Mint a nemzetközi szakirodalom és a két hazai példa alapján bemutattam, a tudományos háttérnek és a megfelelő tervezésnek a visszatelepítési programoknál is fontos szerepe van, mivel az ilyen célú programok sikere érdekében az előkészítés során számos tényező hatását kell figyelembe venni.

9. Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom Bera Mártának, Czabán Dávidnak, Baz Hughes-nak, Illyés Andrásnak, Molnár Lászlónak, Péchy Tamásnak, Sarkadi Péternek, Simon Dávidnak, Szalkay Csillának, Szerencsy Nórának és Vári Ezsébetnek segítségükért, az értékes információkért, tanácsokért és a rendelkezésemre bocsátott fotókért.

10. Irodalomjegyzék

Az irodalomjegyzék 135 feldolgozott művet tartalmaz.

- Andrési, P. (2002). *Cselekvő természetvédelem*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Orchis Természetvédelmi Egyesület, Budapest, Ásotthalom.
- Anstey, S. (1989). *The status and conservation of the White-headed Duck Oxyura leucocephala*. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau, Special publication 10., Slimbridge, UK.
- Aradi, Cs. (2002). Természetvédelmi gyakorlat és konzervációbiológia: a kutatás szerepe a gyakorlati természetvédelemben. *I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia (Sopron, 2002. november 14-17.) program- és absztrakt kötete*. (Szerk.: Lengyel, Sz.; Szentirmai, I.; Báldi, A.; Horváth, M.; Lendvai, Á. Z.) Magyar Biológiai Társaság, Budapest.
- Asbirk, S. (2001). "Reintroduction of the European beaver (Castor fiber) in Denmark." *The European Beaver in a new millennium. Proceedings of 2nd European Beaver Symposium, 27-30 Sept. 2000, Bialowieza, Poland*. (Szerk.: Chech, A. & Schwab, G.) 25-28. o. Carpathian Heritage Society, Kraków.
- Ashley, M. V., Willson, M. F., Pergams, O. R. W., O'Dowd, D. J.; Gende, S. M. & Brown, J. S. (2003). Evolutionarily enlightened management. *Biological Conservation*, **111**: 115-123.
- Bajomi, B. (in press a). Kékcsőrű réce (*Oxyura leucocephala*): a sikertelen visszatelepítésből levonható tanulságok. *Természetvédelmi Közlemények, I. Magyar Természetvédelmi Biológia Konferencia különszám*. Magyar Biológiai Társaság, Budapest.

- Bajomi, B. (in press b). Unsuccessful white-headed duck captive breeding and reintroduction programme in Hungary (1982-1992). *WWT Threatened Waterfowl Specialist Group Newsletter (TWSG News)*.
- Báldi, A. (1998). A konzervációbiológia meghatározása publikált cikkek elemzése alapján és javaslatok hazai kutatásokra. *Természetvédelmi Közlemények*, **7**: 5-17.
- Banks, Peter B., Norrdahl, Kai & Korpimäki, Erkki (2002). Mobility decisions and the predation risks of reintroduction. *Biological Conservation*, **103**: 133-138.
- Bau, L. M. (2001). Behavioural ecology of reintroduced beavers (*Castor fiber*) in Klosterheden State Forest, Denmark. *Szakdolgozat*. Department of animal behaviour University of Copenhagen.
- Beck, B. B., Rapaport, L. G., Stanley-Price, M. R. & Wilson, A. C. (1994). Reintroduction of captive-born animals. *Creative conservation: interactive management of wild and captive animals*. (Szerk. Olney, P. J. S., Mace, G. M. & Feister, A. T. C.) 265-286. o. London: Chapman & Hall.
- Berggren, Å. (2001). Colonization success in Roesel's bush-cricket *Metrioptera roeseli*: the effects of propagule size. *Ecology*, **82** (1): 274-280.
- BirdLife International (2001). Species factsheet - White-headed duck *Oxyura leucocephala*. *BirdLife's online World Bird Database: the site for bird conservation* Hozzáférhető a <http://www.birdlife.net> címen. -Birdlife International, Cambridge, UK.
- Blumstein, D. T.; Mari, M.; Daniel, J. C.; Ardron, J. G.; Griffin, A. S. & Evans, C., S. (2002). Olfactory predator recognition: wallabies may have to learn to be wary. *Animal Conservation*, **5**: 87-93.
- Bozsér, O. (1999). A gemenci hódok nyomában. *Élet és Tudomány*, **LIV** (7).
- Bozsér, O. (2000). Hódok Gemencen. *Élet és Tudomány*, **LV**(12): 368-370.
- Bozsér, O. (2001a). *Hódok az óvilágban* WWF füzetek (19), WWF, Budapest.
- Bozsér, Orsolya. (2001b). *Az eurázsiai hód (Castor fiber) táplálékválasztása, valamint annak az erdőtársulásokra gyakorolt hatása Dél-Norvégiában. Tudományos diákköri dolgozat*.
- Brook, B. W., O'Grady, J. J., Chapman, A. P., Burgman, M. A., Akçakaya, H. R. & Frankham, R. (2000). Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature*, **404**: 385-387.

- Brook, B.W., Burgman, M.A., Akçakaya, H. R. & Frankham, R. (2002). Critiques of PVA ask the wrong questions: throwing the heuristic baby out with the numerical bathwater. *Conservation Biology*, **16**: 262-263.
- Brown, B. I., Gunter, T. P., Waters, J. M. & Epifanio, J. M. (2000). Evaluating genetic diversity associated with propagation-assisted restoration of american shad. *Conservation Biology*, **14** (1): 294-303.
- Brunner, A. & Andreotti, A. (2001). White-headed Duck reintroduction in Europe. *IWRB Threatened Waterfowl Species Group Newsletter* **13**.
- Bryant, E. H., Backus, V. L., Clark, M. E. & Reed, D. H. (1999). Experimental tests of captive breeding for endangered species. *Conservation Biology*, **13** (6): 1487-1496.
- Buzetzky, Gy. (1997). Gemenc. Európai hód Magyarországon. *Élet és Tudomány*, **LII** (10).
- Channell, R. & Lomolino, M. V. (2000). Dynamic biogeography and conservation of endangered species. *Nature*, **403**: 84-86.
- Coulson, T., Mace, G. M., Hudson, E. & Possingham, H. (2001). The use and abuse of population viability analysis. *Trends in Ecology & Evolution*, **16**: 219-221.
- Czabán, D. (2002). A visszatelepített hódok hosszú távú megmaradási esélyei a Hanságban. *Az I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia program és absztrakt kötete, 2002.* (Szerk. Lengyel, Sz.; Szentirmai, I.; Báldi, A.; Horváth, M.; Lendvai, Á. Z.) Magyar Biológiai Társaság, Sopron.
- Darwin, C.R. (1883). *The Variation of Animals and Plants under Domestication*. Second edition, revised. Electronic Scholarly Publishing, <http://www.esp.org/books/darwin>. Eredeti kiadás: New York: D. Appleton & Co.
- Diamond, J. M. (1988). Red books or green lists? *Nature*, **332**: 304-305.
- Diamond, J. M. (1989). The present, past and future of human-caused extinctions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, series B*, **325**: 469-477.
- Dobson, A. P., Bradshaw, A. D. & Baker, A. J. M. (1997). Hopes for the Future: Restoration Ecology and Conservation Biology. *Science*, **277**: 515-521.
- Ebenhard, T. (1995). Conservation breeding as a tool for saving animal species from extinction. *Trends in Ecology and Evolution*, **10** (11): 438-443.
- Edmands, S. (2002). Does parental divergence predict reproductive compatibility? *Trends in Ecology & Evolution* **17** (11): 520-527.
- Ehrlich, P. R. & Wilson, E. (1991). Biodiversity studies: science and policy. *Science*, **253**: 758-762.

- Ellegren, H., Hartman, G., Johansson, M., Andersson, L (1993). Major histocompatibility complex monomorphism and low levels of DNA fingerprinting variability in a reintroduced and rapidly expanding population of beavers. *Proceedings of the National Academy of Science, USA*, **90**, 8150-8153.
- Ellner, S. P., Fieberg, J., Ludwig, D. & Wilcox, C. (2002). Precision of Population Viability Analysis. *Conservation Biology*, **16**(1), 258-261.
- Engelhardt, K. A. M., Kadlec, J. A., Roy, V. L. & Powell, J. A. (2000). Evaluation of translocation criteria: case study with trumpeter swans (*Cygnus buccinator*). *Biological Conservation*, **94**: 173-181.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D.B. (2000). An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation* **96**: 1-11.
- Fiumera, A. C., Parker, P. G. & Fuerst, P. A. (2000). Effective population size and maintenance of genetic diversity in captive-bred populations of a Lake Victoria cichlid. *Conservation Biology*, **14** (3): 886-892.
- García, P. A. (2001). Competition with Carp may limit White-headed Duck populations in Spain. *TWSG News* **13**.
- Godfrey, J. D., Bryanta, D. M. & Williams, M. J. (2003). Radio-telemetry increases free-living energy costs in the endangered Takahe *Porphyrio mantelli* (in press). *Biological Conservation*
- Gorman, M. (1999). Conservation - Oryx go back to the brink. *Nature*, **398**, 190
- Green, A. J. & Anstey, S. (1992). The status of the White-headed Duck *Oxyura leucocephala*. *Bird Conservation International* **2** (3): 185-200.
- Green, A. J. & Hughes, B. (1996). Action plan for the White-headed duck (*Oxyura leucocephala*) in Europe. Letölthető az europa.eu.int/comm/environment, címről.
- Green, A. J. & Hughes, B. (2001). *Oxyura leucocephala* - White-headed Duck. *BWP Update* **3** (2): 79-90.
- Griffin, A. S., Blumstein, D. T. & Evans, C. S. (2000). Training captive-bred or translocated animals to avoid predators. *Conservation Biology*, **14**(5).
- Griffith, B.; Scott, J. M.; Carpenter, J. W. & Reed, C. (1989). Translocation as a species conservation tool: Status and strategy. *Science*, **245**: 477-480.
- Gustin, M.; Rizzi, V.; & Gallo-Orsi, U. (2000). White-headed duck reintroduction in Apulia, southern Italy: 1999 update. *IWRB Threatened Waterfowl Species Group Newsletter* **12**.

- Hägglund, A. & Sjöberg, G. (1999). Effects of beaver dams on the fish fauna of forest streams. *Forest Ecology and Management*, **115**: 259-266.
- Haraszty, L. (1984). Kékcsőrű réce (*Oxyura leucocephala*) visszatelepítés. Első rész - előkészületek - a telep építése. *Madártani tájékoztató*: 191-194.
- Haraszty, L. (1986). Beszámoló az MME kékcsőrű visszatelepítési programjának újabb eseményeiről. Az első téltől a szabadon engedésig. *Madártani tájékoztató*, (2): 9-11.
- Hartman, G. (1994a). Long-term population development of a reintroduced beaver (*Castor fiber*) population in Sweden. *Conservation Biology*, 8(3): 713-717.
- Hartman, G. (1994b). *Ecological studies of a reintroduced beaver (Castor fiber) population. Doctoral dissertation*. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences.
- Heath, D. D. H., Heath, J. W.; Bryden, C. A.; Johnson, R. M.; Fox, C. W. (2003). Rapid evolution of egg size in captive salmon. *Science* **299**: 1738-1740.
- Hedrick, P. W. (2001). Conservation genetics: where are we now? *Trends in Ecology & Evolution*, **11**(16), 629-636.
- Hughes, B., Criado, J., Delany, S., Gallo-Orsi, U., Green, A.J., Grussu, M., Perennou, C. & Torres, J.A. (1999). *The status of the North American Ruddy Duck Oxyura jamaicensis in the Western Palearctic: towards an action plan for eradication. Report by the Wildfowl & Wetlands Trust to the Council of Europe*.
- Hughes, B.; Criado, J.; Delany, S.; Gallo-Orsi, U.; Green, A.; Grussu, M.; Perennou, C.; & Torres, J. (2000). The status of the North American Ruddy Duck *Oxyura jamaicensis* in the Western Palearctic: towards an action plan for eradication. *TWSG News* **12**: 26-33.
- IUCN (2002a). *2002 IUCN Red List of Threatened Species*. Elérhető a www.redlist.org címen.
- IUCN (2002b). *2002 IUCN Red List of Threatened Species. Summary Statistics*. Elérhető a <http://www.redlist.org/info/tables.html> címen.
- IUCN /SSC (2002). *Technical guidelines on the management of Ex-situ populations for conservation. Approved at the 14th Meeting of the Programme Committee of Council, Gland Switzerland, 10 December 2002*. Elérhető a www.iucn.org/themes/ssc címen.
- IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group (1995). *IUCN/SSC Guidelines For Re-introductions*. Elérhető a <http://www.iucn.org/themes/ssc/pubs/policy/reinte.htm> címen.
- Jones, C. G., Lawton, J. H. & Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, **69**(3): 373-386.

- Jones, K. L.; Glenn, T. C.; Lacy, R. C.; Pierce, J. R.; Unruh, N.; Mirande, C. M. & Chavez-Ramirez, F. (2002). Refining the whooping crane studbook by incorporating microsatellite DNA and leg-banding analyses. *Conservation Biology*, **16**(3), 789-799.
- Karcza, Z. (2000). "Hód-visszatelepítés Magyarországon, 1996-1998." *Gerinces állatfajok védelme* (Szerk.: Faragó, S.), 279-286. o. Sopron: Nyugat-Magyarországi Egyetem.
- Kereszty, Z. & Galántai, M. (1994). Hazai védett növényfajok ex-situ konzervációja. *Botanikai Közlemények*, **81**(2).
- Kereszty, Z. (1996). "A botanikus kertek feladatai a védett növények ex-situ megőrzésében." Előadás. „*A botanikus kertek múltja, jelene és jövője*” konferencia, Sopron. Elérhető a <http://www.botanika.hu/botkert/kutatas/konzervacio/konzervacio.htm> Internet-címen.
- Kleiman, D. G., Reading, R. P., Miller, B. J., Clark, T. W., Scott, J. M., Robinson, J., Wallace, R. L., Cabin, R. J. & Felleman, F. (2000). Improving the evaluation of conservation programs. *Conservation Biology*, **14**(2): 356-365.
- Kleiman, D. G., Stanley-Price, M. R., & Beck, B. B. (1994). Criteria for reintroductions. *Creative conservation: interactive management of wild and captive animals*. 287-303. o. (Szerk.: Olney, P. J. S.; Mace, G. M.; Feistner, A. T. C.) London: Chapman & Hall.
- Kostreva, M. M., Ogryczak, W. & Tonkyn, D. W. (1999). Relocation Problems Arising in Conservation Biology. *Computers and mathematics with Applications*, **37**: 135-150.
- Kovács, T. (2002). A rákosi vipera védelmének problémás kérdései. *Az I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia program és absztrakt kötete* (Szerk.: Lengyel, Sz.; Szentirmai, I.; Báldi, A.; Horváth, M.; Lendvai, Á. Z.), Magyar Biológiai Társaság, Budapest.
- Kovács, T., Péchy, T. & Bíró, M. (2002). A rákosi vipera jövőjéről. *Élet és Tudomány*, **20**.
- Lahti, S. (1997). Development of populations, distribution problems and prospects of Finnish beaver populations (*C. fiber* L. and *Castor canadensis* Kuhl.). *1. European Beaver Symposium, Bratislava, Slovakia, 15-19 September 1997* 14. o.
- Lengyel, Sz., Szentirmai, I., Báldi, A., Horváth, M., and Lendvai, Á. Z. (2002). Beköszöntő. *I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia (Sopron, 2002. november 14-17.) program- és absztrakt kötete*. Magyar Biológiai Társaság, Budapest, 2002.
- Leopold, S. A. (1944). The nature of heritable wildness in turkeys. *Condor*, **46**(4): 133-197.
- Lovett, L., Rushton, S. & Hughes, B. (2001). Population viability analysis for White-headed Duck reintroductions. *Threatened Waterfowl Specialist Group Newsletter* **13**

- Lynch, M & O'Hely, M. (2001). Captive breeding and the genetic fitness of natural populations. *Conservation Genetics*, **2**: 363-378.
- Macdonald, D. W.; Tattersall, F. H.; Rushton, S.; South, A., Rao, S.; Maitland, P. & Strachan, R. (2000). Reintroducing the beaver (*Castor fiber*) to Scotland: a protocol for identifying and assessing suitable release sites. *Animal Conservation*, **3**: 211-219.
- Magin, C. D., Johnson, T. H., Groombridge, B., Jekins, M., and Smith, H. (1994). Species extinctions, endangerment and captive breeding. *Creative conservation: interactive management of wild and captive animals* (Szerk.: Olney, P. J. S.; Mace, G. M.; Feistner, A. T. C.) 3-31. o. London: Chapman & Hall.
- Márkus, F. (2002). Gerinces állatfajok visszatelepítésének természetrajza Magyarországon. *Az I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia program és absztrakt kötetete* Sopron: Magyar Biológiai Társaság, Budapest. 29. o.
- McLean, I. G., Hölzer, C. & Studholme, B. J.S. (1999). Teaching predator-recognition to a naive bird: implications for management. *Biological Conservation*, **87**: 123-130.
- McLean, I. G.; Lundie-Jekins, G. & Jarman, P. J. (1996). Teaching an endangered mammal to recognise predators. *Biological Conservation*, **75**: 51-62.
- McPhee, M. E. (2003). Generations in captivity increases behavioral variance: considerations for captive breeding and reintroduction programs (in press). *Biological Conservation*.
- Meretsky, V. J., Snyder, N. F. R., & Beissinger, S. R. (1999). Modeling California Condor Demography to Assess Condor Release Programs. *Population Viability Analysis conference: assessing models for recovering endangered species. March 15-16, 1999 San Diego, California*.
- Mihók, B. & Standovár, T. (2001). Együttműködés a természetvédelemben - egy országos felmérés eredményei. *Természetvédelmi Közlemények*, **9**: 15-30.
- MME, WWT, WWF (n.d.). *Reintroduction of the White-headed duck (Oxyura leucocephala)*.
- Molnár, L. (1987). Tájékoztató az MME kékcsőrű réce (*Oxyura leucocephala*) telepéről III.. *Madártani tájékoztató* (1-2): 2-6.
- Molnár, L. (1990). Kékcsőrű réce program. *Madártani tájékoztató* (1-2): 3.
- Moore, D. (1992). Re-establishing large predators. *IUCN Re-introduction News*, (4): 6
- Nolet, B. A. & Rosell, F. (1998). Comeback of the beaver *Castor fiber*: an overview of old and new conservation problems. *Biological Conservation*, **83**(2): 165-173.
- Nolet, B. A., & Baveco, J. M. (1996). Development and viability of a translocated beaver *Castor fiber* population in the Netherlands. *Biological Conservation* **75**: 125-137.

- Olech, W. & Perzanowski, K. (2002). A genetic background for reintroduction program of the European bison (*Bison bonasus*) in the Carpathians. *Biological Conservation*, **108**, 221-228.
- Pachinger, K. & Hulik, T. (1999). Beavers in an urban landscape. *Beaver protection, management and utilization in Europe and North America*. (Szerk.: Busher; Dzieciolowski.) 53-60. o.
- Perez, R. M., D. E. Wilson, & K. D. Gruen (2002). Survival and flight characteristics of captive-reared and wild northern bobwhite in South Texas. *Quail V: Proceedings of the Fifth National Quail Symposium*. (Szerk.: S. J. DeMaso; W. P. Kuvleky, Jr.; F. Hernández; M. E. Berger) 81-85. o. Austin, TX, USA: Texas Parks and Wildlife Department.
- Péteri, A., Györe, K., és Gorda, S. (2002). "A magyar bucó állományának felmérése és a tömeges ivadék-előállítás módszerének kidolgozása." *I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia program és absztrakt kötete* Sopron: Magyar Biológiai Társaság, Budapest, 2002. 53
- Pimm, S. L., Russell, G. J., Gittleman, J. L. & Brooks, T. M. (1995). The future of biodiversity. *Science*, **269**, 347-350.
- Pintér, Cs. (2001). *A hód (Castor fiber) természetes visszatelepülése és visszatelepítése a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság működési területén. Szakdolgozat*. Sopron: Nyugat-Magyarországi Egyetem.
- Ralls, K., Beissinger, S. R., and Cochrane, J. F. (2002). Guidelines for using Population Viability Analysis in endangered-species management. *Population Viability Analysis* (Szerk.: Beissinger, S. R.; McCullough, D. R.), 521-550. o. Chicago, IL: University of Chicago Press.
- Reading, P. R., Clark, T. W., and Griffith, B. (1997). The influence of valuational and organizational considerations on the success of rare species translocations. *Biological Conservation* **79** 217-225.
- Reed, J. M., Mills, L. S., Dunning, J. B Jr., Menges, E. S., McKelvey, K. S., Frye, R., Beissinger, S. R, Anstett, M. & Miller, P. (2002). Emerging Issues in Population Viability Analysis. *Conservation Biology*, **16**(1), 7-19.
- Sala, O. E, Chapin, F. S. III, Armesto, J.J., Berlow, E, Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B, Kinzig, A, Leemans, R, Lodge, D. M, Mooney, H. A, Oesterheld, M, Poff, N. L, Sykes, M. T & Walker, B. H., Walker, M;

- Wall, D. H. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, **287** (5459): 1770-1774.
- Sanchez, M. I., Green, A. J. & Dolz, J. C. (2000). The diets of the White-headed Duck *Oxyura leucocephala*, Ruddy Duck *O. jamaicensis* and their hybrids from Spain. *Bird Study*, **47**(3): 275-284.
- Sándor, I. (2002). "Pentezug projekt - hortobágyi szikes pusztai élőhelyek megőrzésének alternatívája." *I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia program és absztrakt kötete* Sopron: Magyar Biológiai Társaság, Budapest; 192. o.
- Sándor, I. (2003). A pentezug projekt vadló állományának állategészségügyi kérdései." *Állatorvoslás és természetvédelem konferenciakötet, 2003. március 21-23.* Budapest, Fővárosi Állat- és Növénykert. 12-20. o.
- Sarrazin, F. & Legendre, S. (2000). Demographic approach to releasing adults versus young in reintroductions. *Conservation Biology*, **14** (2): 488-500.
- Sarrazin, F. & Barbault, R. (1996). Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, **11**: 474-478.
- Sarrazin, F. & Legendre, S. (1999) "Reintroduced population viability analyses: what can be done?." *Population Viability Analysis conference: assessing models for recovering endangered species. March 15-16, 1999* San Diego, California.
- Schadt, S.; Revilla, E.; Wiegand, T.; Knauers, F.; Kaczensky, P.; Breitenmoser, U.; Bufka, L.; Čevený, J.; Koubek, P.; Huber, T.; Staniša, C. & Trepl, L. (2002). Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology*. **39**: 189-203.
- Schmidt, E. (1967). Die Ruderente (*Oxyura leucocephala*) im Karpatenbecken. *Anz. orn. Ges. Bayern* **8**(2): 123-128.
- Schwab, G. & Lutschinger, G. (2001). The return of the beaver (*Castor fiber*) to the Danube watershed. *The European Beaver in a new millennium. Proceedings of 2nd European Beaver Symposium, 27-30 Sept. 2000, Bialowieza, Poland.* (Szerk.: Czech, A. & Schwab, G.) 47-50. o. Carpathian Heritage Society, Kraków.
- Schwab, G. & Schmidbauer, M. (2001). The Bavarian beaver re-extroductions. *The European Beaver in a new millennium. Proceedings of 2nd European Beaver Symposium, 27-30 Sept. 2000, Bialowieza, Poland.* 51-53. o. Carpathian Heritage Society, Kraków.
- Seddon, P. J. (1999). Persistence without intervention: assessing success in wildlife reintroductions. *Trends in Ecology and Evolution*, **14**(12): 503

- Seigel, R. A. & Dodd, C. K. Jr. (2002). Translocations of amphibians: proven management method, or experimental technique? *Conservation Biology*, **16**(2): 552-554.
- Sjöasen, T. (1996). Survivorship of captive-bred and wild-caught reintroduced European otters *Lutra lutra* in Sweden. *Biological Conservation*, **76**: 161-165.
- Snyder, N. R. F., S. R. Derrickson, S. R. Beissinger, J. W. Wiley, T. B. Smith, W. D. Toone, and B. Miller (1996). Limitations of captive breeding in endangered species recovery. *Conservation Biology*, **10**: 338-348.
- Soulé, Michael E. (1985). What is conservation biology? *BioScience*, **35**(1), 727-734.
- South, A., Rushton, S. & Macdonald, D. (2000). Simulating the proposed reintroduction of the European beaver (*Castor fiber*) to Scotland. *Biological Conservation*, **93**: 103-116.
- Standovár, T. & Primack, R. B. (2001). *A természetvédelmi biológia alapjai*. Budapest: Nemzeti Tankönyvkiadó.
- Standovár, T. (2001). A természetvédelmi biológia helyzete Magyarországon egy országos felmérés alapján. *Természetvédelmi Közlemények*, (9), 1-14.
- Storfer, A. (1999). Gene flow and endangered species translocations: a topic revisited. *Biological Conservation*, (87): 173-180.
- Stork, Nigel E. (1997). Measuring global biodiversity and its decline. *Biodiversity II*. (Szerk.: Reaka-Kudla, M.L., D.E. Wilson, & E.O.Wilson) 41-68. o. Washington, D. C.: Joseph Henry Press.
- Sztaskó, E. (2001). *A hód (Castor fiber) visszatelepítése Nyugat-Magyarországra. Diplomamunka*. Nyugat-Magyarországi Egyetem.
- Tolnai, K. (1991). *A kékcőrű réce újrachonosításával kapcsolatos kísérletek. Szakdolgozat*. Kaposvár: Pannon Agrártudományi Egyetem.
- Tordoff, H. B. & Redig, P. T. (2001). Role of genetic background in the success of reintroduced peregrine falcons. *Conservation Biology*, **15**(2): 528-532.
- Trenham, P. C. & Marsh, D. M. (2002). Amphibian translocation programs: reply to Seigel and Dodd. *Conservation Biology*, **16** (2): 555-556.
- Tufto, J. (2001). Effects of releasing maladapted individuals: a demographic-evolutionary model. *American Naturalist*, **158** (4): 331-340.
- Újvári, B.; Madsen, T.; Kotenko, T.; Olsson, M.; Shine, R.; és Wittzell, H. (2002). Low genetic diversity threatens imminent extinction for the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). *Biological Conservation*, **105**: 127-130.

- Van Deelen, T. R. (2000). Simulation modeling to evaluate the restoration of an elk population to Southern Illinois. *Transactions of the Illinois State Academy of Science*, **93** (1): 47-61.
- Wildfowl & Wetlands Trust /WWT/ (n.d.) *White-headed Duck Captive Breeding Programme*. Elérhető a <http://www.wwt.org.uk/threatsp/pastwwt/whitehead2.htm> címen.
- Wolf, C. M., Garland, T. Jr. & Griffith, B. (1998). Predictors of avian and mammalian translocation success: reanalysis with phylogenetically independent contrasts. *Biological Conservation*, **86** (2): 243-255.
- Wolf, C. M.; Griffith, B.; Reed, C. & Temple, S. A. (1996). Avian and mammalian translocations: update and reanalysis of 1987 survey data. *Conservation Biology*, **10**(4): 1142-1154.
- Wüthrich, N. (2000). *Castors et Systemes d'Information Géographique (SIG)*. Szakdolgozat, Neuchâtel-i Egyetem, Svájc.
- WWF Magyarország (2001). *Hód-visszatelepítés Magyarországon. Szórólap*. Budapest.
- WWF Magyarország (2002a). *A Közép-Tisza új lakói. Sajtóközlemény, 2002. október 31.*
- WWF Magyarország (2002b). *Hód-visszatelepítés a Tiszán – sajtójelentés*. Elérhető a www.wwf.hu címen, a „sajtószoba” rovatban.
- Young, T. P. (2000). Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation*, **92**: 73-83.