

## 13. VADGAZDÁLKODÁSI MODELLEK

### 13.1. A vadgazdálkodási modellek szerkezete

Napjainkban - elsősorban a számítástechnika térhódításával -, egyre elterjedtebbeké válnak az ökológiai modellek a különböző bonyolultságú rendszerek vizsgálatára. A modellek felhasználási területe elsősorban a tudományos hipotézisek kutatása, mégpedig olyan módon, hogy szimuláció segítségével megállapítják pl. az állatok egyedszámának várható eloszlását, s azt összehasonlítják a megfigyelések során nyert adatokkal. Sokszor azonban a modellek túlságosan leegyszerűsítik a valóságos folyamatokat, nem vagy kevésbé veszik figyelembe a rendszerek komplex voltát. *Szükséges tehát leszögeznünk azt, hogy a modellek csupán olyan mértékben lehetnek pontosak és hasznosak, amennyire azt lehetővé teszi annak az információ-anyagnak a minősége, amelyekre az adott modellek épülnek* (HILL ÉS CARTER, 1988).

A vadpopulációkra vonatkozó modellek legtöbbje ezen populációk potenciális vadászati hasznosítására (ún. hasznosítási modell) vagy egy-egy populáció túlélési, fennmaradási feltételeire (ún. konzervációs modell), összpontosít, de foglalkoznak olyan modellek megalkotásával is, amelyek a vadpopulációk habitat igényeit szemléltetik (élőhely alkalmassági modellek). Abban az esetben, ha valamely modell prognosztizálja a különféle vadgazdálkodási beavatkozások hatásait, akkor sok pénz és idő takarítható meg általa. Az előrejelzések arra is felhasználhatók, hogy közvetlenül befolyásolják a beavatkozások menetét.

A következőkben vázlatosan bemutatjuk a modellek szerkesztésének feltételeit és alkalmazhatóságának módjait. A modellek sokféleképpen osztályozhatók, sok esetben azonban a különböző megközelítési módoknak a hibridjei. A vadgazdálkodás terén a modelleket általában arra a célra használják, hogy :

- leírják és magyarázzák valamely faj populációdinamikáját, megállapítsák a populációk sűrűségének, illetve az egyensúlyi állapotot jelentő sűrűség-szintek változásában szerepet játszó okokat,
- vizsgálatokat végezzenek speciális vadgazdálkodási problémákat és választási lehetőségeket illetően, ezek az ún. „mi történik, ha...” modellek
- olyan ésszerű terepi kísérleteket javasoljanak, melyek a hipotézisek helyességének vizsgálatára szolgálnak.

Azok a modellek, amelyek a vadgazdálkodás szempontjából érdekesek lehetnek, majdnem mind dinamikus modellek és az egyedszám, vagy sűrűség évszakos, valamint éves változásaival foglalkoznak. Az egyes modellek eredete határozza meg azt, hogy az illető modell *deduktív*-e, vagyis okfejtés és logikai műveletek révén levezetett végkövetkeztetéseken alapul, vagy pedig *empirikus*, tehát megfigyelések, illetve tapasztalatok képezik az alapját. A legtöbb vadgazdálkodási modell empirikus, mivel bizonyos adatsorozatok közötti kapcsolatok, illetve összefüggések alapján alkotják meg őket. Az említett kapcsolatok között nem feltétlenül van oksági összefüggés (*kausalitás*). *A modellezésnek, mint lehetőségnek értéke abban rejlik, hogy lehetővé teszi a folyamatosan változó halálozási értékek számításba vételét. A sűrűségfüggő mortalitás szintje határozza meg ugyanis a modell hosszú távra vonatkozó eredményeit és használhatóságát.* A modellekről igen fontos tudni, hogy azok nem szolgáltatnak megcáfolhatatlan bizonyítékokat a hipotézisekre vonatkozóan, mégis hasznosak annyiban, hogy különböző elgondolásokat juttatnak kifejezésre egy tanulmányozható és kipróbálható rendszer keretei között. *A vadpopulációkra vonatkozó vadgazdálkodási modellek dinamikus és sztochasztikus (statisztikai valószínűségeen alapuló) jellegűek.*

### **A vadgazdálkodási modell célkitűzéseinek meghatározása**

A modell megszerkesztése előtt célszerű megállapítani, hogy vajon a modellezés általi megközelítés jelenti-e a legalkalmasabb módszert a feladatmegoldáshoz. A kitűzött célok határozzák meg ugyanis a megszerkesztendő modell típusát, valamint azt, hogy milyen adatok (input) szükségesek hozzá, s milyen pontosságot kell elérni az eredmények (output) terén. A modellt esetleg le kell egyszerűsíteni akkor, ha csupán korlátozott információkat lehet szerezni az input számára. Ha eldöntöttük, hogy feladatunkat modellezéssel közelítjük meg, a következő lépés a választott modellrendszer leírása.

### **A rendszer leírása**

Minden modell megszerkesztése során hasznos kiindulópont az éves ciklus grafikus ábrázolása (**134. ábra**). Az ábráról jól leolvashatók a modell belső összefüggései, logikája.

### **Az adatok összegyűjtése és egybevetése**

A tényleges modellező munka megkezdése első lépcsőjeként a már ismertetett monitorozás során, a legmegfelelőbb módszerekkel nyert alapadatokat szükséges összegyűjteni, melyek pl. szárnyasvad esetén az alábbiak lehetnek :

- a költő felnőtt madarak márciusi egyedszáma
- átlagos fészekaljnagyság
- a kikelt fészekaljak száma
- a repülőképessé vált juvenilis egyedek száma
- a populáció szeptemberi egyedszáma

A fenti adatok az alábbi 3 halálozási jellemző megállapítására alkalmasak :

- az elpusztult vagy elpusztított fészekaljak száma (a költő tojók száma és a kikelt fészekaljak száma közti különbség)
- a szaporulat halandósága (a tojásokból kikelt pelyhesek és a repülőképessé váló fiatal madarak száma közti különbség)
- a télen át bekövetkezett veszteségek (az őszi és tavaszi egyedszám különbsége)

### **A modell képleteinek megfogalmazása**

Az olyan fajokra, melyeknek az év többi szakaszától elkülöníthető költési időszaka van *az életsiklus különböző szakaszainak leírásához lineáris regressziós egyenlet használható* (HILL ÉS CARTER, 1988). Megszokott eljárás az is, hogy a rendszerben szereplő paramétereket logaritmusokként fejezik ki úgy, hogy a sűrűségfüggés erőssége meghatározó legyen. Ez a művelet a halálozás adatoknak *k-értékeként* való kifejezésével történik (lásd K-faktor elemzés). A sűrűségi értékek logaritmusának különbsége a halálozások bekövetkezése előtt és után :

$$k_i = \log N_i - \log N_{i+1} \quad \Rightarrow \quad k_i = \log \left( \frac{N_i}{N_{i+1}} \right)$$

ahol  $N_i$  és  $N_{i+1}$  az egymás után következő stádiumokban meghatározott egyedszámok.

A három fent említett halálozási tényező természetes viszonyok között egymás után fejti ki hatását, mindegyik esetben az életben maradt egyedek száma képezi a független változó tengelyét a következő tényező számára. Esetünkben tehát négy kimenet (output) létezik :

- a költő populáció nagysága
- az egyes generációkban produkált repülőképes fiatalok száma

- a fiatalok életbenmaradási arányszáma
- a populáció szeptemberi nagysága

### **A modell ellenőrzése és érvényessége**

Mielőtt bármilyen modellt tanácsadásra, vagy választható vadgazdálkodási alternatívák hatásainak vizsgálatára felhasználnánk, el kell végezni annak ellenőrzését és érvényességi vizsgálatát. *Az érvényességi vizsgálat, a validálás a modell kimenetének mennyiségi összehasonlítása a ténylegesen megfigyelt, a modelltől független értékekkel. Az ellenőrzés, a verifikálás a modell struktúrájának és általános működésének a valóságban létező rendszerrel való összevetését jelenti.* Az érvényességi vizsgálat egyik aspektusa a beszabályozás, a kalibrálás, ami akkor indokolt, ha lehetetlen bizonyos paraméternek a többitől független értékét felbecsülni, ezért meghatározásának egyetlen módja a kalibrálás. Az érvényességi vizsgálat leggyakrabban alkalmazott módja, az output és az adatsorok vizuális összevetése. E két adatsort rendszerint grafikusán ábrázolják a konfidencia-határokkal együtt. A szubjektív értékelés azonban nem teljesen kielégítő, ezért matematikai módszereket is alkalmaznak. Ha a modellt kellő mértékben pontosnak ítéljük, akkor még mindig hátra van az ún. *érzékenység* elemzés.

### **Érzékenység-elemzés**

Az érzékenység-elemzés a modellekkel való olyan kísérletezést jelent, amely szerkezetének és paraméter-értékeinek megváltoztatásából, illetve kicseréléséből áll. A módszernek két formája van :

- a) a kevésbé finomított módszer az, amikor bizonyos folyamatokat, vagy eljárásokat kihagynak a modelltől azért, hogy általános hatásukat teszteljék. Megtörténhet például, hogy egy sűrűség-függő mechanizmust egy állandóval helyettesítenek.
- b) a finomabb módszer során a paramétereket csekély mértékben változtatják pozitív, vagy negatív irányban, hogy tanulmányozzák az előidézett változásoknak a kimeneti értékekre gyakorolt hatását. Egyidejűleg általában egy paramétert változtatnak meg azért, hogy az értelmezés tekintetében ne legyenek bonyodalmak.

### **A modellből a vadgazdálkodó számára levonható következtetések**

A modell arra is felhasználható, hogy különböző vadászati nyomásokat szimulálva és lefuttatva megállapítható a hasznosítás szintje, különféle vadgazdálkodási eljárások bevezetése esetén. A modell alkalmas a *maximális fenntartható hozam* meghatározására is.

Összefoglalva: a vadgazdálkodással kapcsolatos kérdések megválaszolására megalkotott modellek kétféle okból hasznosak:

1. Felhasználhatók a vizsgált biológiai rendszer vadgazdálkodási szempontból legfontosabb összetevőinek elkülönítésére és az összefüggések megismerésére.
2. Rámutathatnak olyan kérdésekre, amelyek további vizsgálatokat igényelnek.

Modellek használatával a vadgazdálkodási módszerek egész sora vizsgálható úgy, hogy azok csekély költségráfordítást igényelnek. A szimulált módszerek kombinációinak terepen történő megvalósítása rendszerint megoldhatatlan feladat. Kizárólag modellezéssel lehet hatásukra fényt deríteni.

Azt azonban tudni kell, hogy a modellek nem szolgáltatnak bizonyítékokat a hipotézisekre vonatkozóan. Sok olyan körülmény lehet, amelyek érvényesülése esetén a modellekből levonható következtetéseket nem lehet általánosítani, más területekre vonatkoztatni. Ezen óvatossági szabályok elfogadása mellett a modelleknek fontos szerep jut a jövőben a vadpopulációk tanulmányozása és e populációkkal történő gazdálkodás terén.

## **13.2. Apróvadgazdálkodási modellek a gyakorlatban**

### **13.2.1. Fácán**

A fácán populációdinamikájára és hasznosítására vonatkozó ismereteinket is célszerű egy szimulációs modellre alapoznunk. Mint tudjuk, a modellek felépítése olyan, hogy magában hordozza a populáció megismerésének (állomány-felmérések) igényét csakúgy, mint a lehetséges vadgazdálkodási beavatkozások (dúvadgyérítés, élőhelyjavítás) mérlegelésének szükségességét. A következőkben egy angliai példán (*Damerham, Hampshire*) ismerhetünk meg egy, a fációra vonatkozó populációdinamikai modellt (HILL ÉS ROBERTSON, 1988) és az abból levonható hasznosítási és általában vadgazdálkodási következtetéseket. A modell **(135. ábra)** egymást követő szakaszainak összefüggéseit az alábbiakban ismertetjük, megemlítve az anyaggyűjtést és összehasonlításának módját.

#### **A kakasok téli veszteségei**

A kakasok téli veszteségeit sűrűségfüggőnek találták, mint ez számos más állatpopuláció esetében is tapasztalható. A populáció ezen időszakra eső vadászati hasznosítása lecsökkenti a sűrűséget, ennek következtében a megmaradt egyedek életbenmaradási esélyei és költési

kilátásai növekszenek. Ezt a hatást gyakran *kompenzáló jellegű életbenmaradásnak* nevezik. A fácánkakasok téli egyedszámcsökkenése és a populációsűrűség közti viszonyt az alábbi összefüggéssel lehet leírni :

$$k_m = - 0,38 + (0,39 \times \lg M)$$

ahol  $k_m$  = a kakasok téli vesztesége  
 $M$  = a kakasok őszi sűrűsége

### **A tyúkok téli veszteségei**

A kakasokhoz hasonlóan a tyúkoknál is sűrűségfüggő téli veszteségek mutatkoztak, melyek a tyúkok őszi egyedszámától függtek. Képlettel kifejezve ez a következőképpen nézett ki :

$$k_f = - 1,464 + ( 0,762 \times \lg F )$$

ahol  $k_f$  = a tyúkok téli egyedszámvesztése  
 $F$  = a tyúkok őszi sűrűsége

A tyúkok esetében rendkívül nehéz eldönteni, hogy tényleges téli veszteségekről van-e szó, vagy pedig a szomszédos területekre történő elvándorlásról. Nem kizárható az sem, hogy a környező területekről történik bevándorlás. Ebben az esetben az is előfordulhat, hogy a tavaszi egyedszám magasabb lesz az őszinél. (A modellben ezt az eshetőséget kizárták azáltal, hogy az egyedszám téli veszteségét minimum 20 %-ban állapították meg.) Fontos, hogy a populációt *zárt populációnak tekintsük*, mert a bevándorló egyedeknek a valóságostól eltérő magas száma a vadászati hasznosítás dinamikájának alakulásáról félrevezető képet nyújtana.

A fácánpopuláció téli veszteségeinek sűrűség-függő jellege a vizsgálatok szerint az erdős területeknek a - tél végén is fedezéket nyújtó, 1-2 méter magasságú , -, cserje-borítottságával függ össze. [Általában a téli veszteségek sűrűségfüggősége valamilyen létszükséglet kielégítésére szolgáló forrás(ok) szűkös voltára, mint korlátozó tényező(k)re vezethető vissza].

### **A kakasok territórium foglalása**

A vizsgálatok azt mutatták, hogy azon kakasoknak a százalékaránya, amelyek tavasszal territórium nélkül maradnak, *pozitív összefüggést* mutat a populáció előző őszi nagyságával (beleértve azon a fiatal egyedek számát is, amelyek azév nyarán kerültek kihelyezésre). Ez a sűrűségfüggő hatás azt is jelenti, hogy ha a kakasok csak egy meghatározott számú forráson (*territóriumon*) osztozhatnak meg (*szociális eltartóképesség*), akkor a versengő kakasok számának növekedése azt eredményezi, hogy nő azon kakasok száma is, amelyek nem

képesek territóriumot szerezni maguknak. A költő populáció kakasainak számában bekövetkező veszteségeknek ( $k_{mb}$ ) azon összefüggését, hogy a kakasok tavaszi sűrűsagnévekedésével együtt emelkedik a territóriummal nem rendelkező kakasok száma ( $M_b$ ), az alábbi egyenlet írja le:

$$k_{mb} = -1,547 + (1,049 \times \lg M_b)$$

### A fészkelés sikeressége

A modellben állandóként - 46 %-ban -, határozták meg a költés sikerességét jellemző tényezőt, mert nincsenek arra utaló adatok, hogy magasabb fészeksűrűség mellett nőne a predációs nyomás, következésképpen az elpusztított fészkek száma. Mivel a fécánok képesek sarjűfészkek rakására, a modell ezt a ténytet is tartalmazza. Fogoly esetében azonban kimutatták (POTTS, 1986), hogy a sűrűségfüggő fészkek elvesztései az egyik legfontosabb szabályozási folyamatot jelentik, azaz magas sűrűség mellett több fészkek pusztul el. A fécánra vonatkozó fészkek pusztulási szélsőértékeket - az alacsony sűrűség mellett előforduló 30 %-ot és a magas sűrűség mellett adódó 85 %-ot (dúvad gyérítés híján) -, egy pozitív logisztikus egyenlet felhasználásával szerepeltették a modellben :

$$P_n = \frac{85}{1 + e^{3,75 - (0,0455 F)}}$$

ahol  $P_n$  = a fécántyúkok  $F$  fészkelési sűrűsége esetén előforduló fészkek elvesztései %-aránya.

### A fécáncsibék túlélése

A fécáncsibék túlélése életük első 2-3 hetében a rovarápláléktól függ. A hosszú időszakot felölelő sussexi vizsgálatban a fécáncsibék túlélési arányát  $37,3 \pm 2,9$  %-nak találták (POTTS, 1986), így a modell ezzel az értékkel dolgozik.

### A fécánok nyári túlélése

A vizsgálat során feltételezték, hogy eltérések vannak a kakasok és tyúkok, illetve a fiatal és felnőtt madarak túlélési rátái között, ennek alapján a felhasznált, eltérő értékek a következők voltak :

territóriummal rendelkező kakasok	:	0,9
territórium nélküli kakasok	:	0,7
felnőtt, ivarérett tyúkok	:	0,6
ivaréretlen (1 évnél fiatalabb) tyúkok	:	0,9

A felnőtt, ivarérett tyúkok alacsonyabb túlélési aránya azoknak a veszteségeknek tulajdonítható, amelyeket a dúvad fajok (főként a rókák) okoznak a fészkekben.

### **A mesterséges tenyésztés**

Az Magyarországon is közismert, hogy a mesterségesen nevelt és kibocsátott fácánok hasznosítása igen alacsony, hiszen a kibocsátott madarak halandósága (olykor elvándorlása) igen magas lehet. Angliai és írországi vizsgálatok azt mutatták, hogy szeptembertől januárig a mesterségesen felnevelt fácánok túlélési aránya csupán 0,52 volt a vad populációkból származott egyedekhez képest. Rádiótelemetriás vizsgálatok - amelyek során egy nyáron át vadon és mesterségesen felnevelődött tyúkokat vizsgáltak -, is megerősítették, hogy a kibocsátott madarak halálozása sokkal magasabb, mint a vad populációkban nevelkedetteké. Következésképpen a költési siker magasabb a vadon nevelkedett, mint a mesterségesen nevelt tyúkok esetében. A modell tartalmazza a nevelt madaraknak mind az alacsonyabb túlélését, mind csekélyebb költési sikerét, előbbit oly módon, hogy a sűrűségfüggő téli halálozásoknál tekintetbe vették a populáció mesterségesen felnevelt egyedekből álló részének %-arányát, az alábbi egyenletet alkalmazva :

$$P_y = \frac{K}{(0,52 \times y) + y}$$

ahol  $P_y$  = a télen elpusztult mesterségesen nevelt madarak részaránya

$K$  = a téli veszteség logaritmikusa, vagyis  $10^{-K}$

$y$  = a vadászat után megmaradt, mesterségesen nevelt populáció

A relatív költési sikert 0,26-os értékkel foglalták a modellbe akkor, ha az egész költő populáció mesterségesen felnevelt egyedekből állt és 1,0-ként akkor, ha a populációban egyáltalán nincsenek mesterségesen felnevelt madarak.

### **A vadászat hatása**

Monogám fajok esetében a legjobb vadászati hasznosítási stratégia az, ha hozzávetőlegesen azonos számú kakast és tojót lőnek. A poligámia ténye a fácán esetében hasznosítható a vadászati gyakorlatban. A *csak kakasokra történő vadászat* elve azon alapul, hogy a populáció kakasainak jelentős része - mint láttuk -, territórium nélküli, ami csak fokozódik azáltal, ha nagyszámú fácánt bocsátottak ki a területre. *E kakastöbbletnek a populáció produktivására nincs semmi hatása.* Amerikában kimutatták, hogy kizárólagos kakasvadászat mellett még az 1:10 ivararány sem okozott a tyúkoknál termékenység csökkenést (DALE, 1952 idézi HILL ÉS ROBERTSON, 1988). Fogságban még az 1:50-es



ivararánynak sem tapasztalták termékenység csökkentő hatását, de mindenképpen célszerű ezt a határt 1: 20 értékben korlátozni. Mivel a tyúkok termékenysége és a territóriummal rendelkező kakasok sűrűsége között *nincs összefüggés*, a modellezés során vizsgálható volt, hogy a kakasteríték növelése milyen hatással van a kakashozamra, illetve a territóriummal nem rendelkező kakasok számára. Azt találták, hogy a *kakaspopuláció sokkal kevésbé érzékeny a nagyfokú vadászati nyomásra, mint a tyúkok. A territóriummal rendelkező kakasok száma csak akkor kezdett el csökkenni, ha a kakaspopuláció vadászat-okozta halálozása 75 %-nál nagyobb volt.* Eddig az arányig ugyanis a territórium nélküli kakasok képesek voltak kompenzálni a territóriummal rendelkező kakas-populációrészen bekövetkezett veszteségeket, e hasznosítás fölött pedig már nem, így a fokozódó vadászati nyomás már a territóriummal rendelkező kakasok számát csökkentette **(136. ábra)**.

A kakasok terítéknagyságának növelésével sem a tyúkok, sem a költő populáció egészének termékenysége nem csökkent. A maximális fenntartható hozam 80 %-os lelövési arány felett már egyenletessé válik, a további vadászat csak csekély mértékben növeli a terítéket. *A kakasok esetében a tartamosan fenntartható hozam akkor volt a legmagasabb, ha évente a kakasok 95 %-át lelőtték.* A modell szerint a *kritikus határ a 95 %*, ettől az értéktől kezdve a maradék, életben maradt kakasok már nem képesek az összes tyúkot megtermékenyíteni, s erőteljesen csökken a produktivitás.

*Vajon mi a helyes szintje a tyúkvadászatnak, lehet-e egyáltalán lőni a tyúkot ?* Az ismert 46 %-os, állandónak tekintett költési siker mellett, vadon élő populációkban a modell alapján a maximális fenntartható hozam *a tyúkpopuláció őszi egyedszáma kb. 20 %-ának lelövésével lenne elérhető.* Ha a vadászat általi nyomás ennél csekélyebb mérvű volna, akkor a populáció a vadászat nélküli szintnek a 71 %-ára redukálna. *A következtetés tehát egyértelmű igen, szükséges a tyúkpopuláció vadászata is (137. ábra).* A vadászati hasznosítás optimális körülményeit tehát azáltal érnének el, ha valamivel kevesebbet lőnének le a maximálisnál, ezen a ponton van az *optimális fenntartható hozam*. Hasonló fenntartható hasznosítási mértéket kaptak akkor **(138. ábra)**, ha a költési siker dinamikáját egy állandó százalékarányról (az ismert 46 %-ról) - a predátorok okozta fészekpusztítás miatt -, a feltételezett sűrűségfüggő formára cserélték fel. A maximális fenntartható hozam pontja így a vadászatilag hasznosított őszi populációnak mintegy 45 %-ára emelkedett, amely érték megfelel a tyúkok vadászati hasznosítás nélküli költő populációja 74 %-ának.

Elméletileg tehát *a kakasok és tyúkok eltérő módon reagálnak a vadászati hasznosításra.*

A kakaspopuláció a vadászat okozta halálozást olyan nagymértékben tudja kompenzálni, hogy a maximális fenntartható hozamot az őszi populáció több mint 90 %-ának a lelövésével lehet elérni. A tyúkokat viszont sokkal kíméletesebb módon kell hasznosítani, az őszi populáció egyedszámának maximum 20 %-át kell lelőni. Fontos tudni, hogy *lehetetlen "tartalékolni" a tyúkokat a téli sűrűségfüggő veszteségek miatt. Az a következtetés, hogy a költő állományok megóvása érdekében törvényi úton kell megtiltani a teljes körű tyúkvadászatot tévedés és a vadfaj populációi bizonyos részének elpazarlását eredményezi.* Ez a megállapítás elsősorban a természetes populációkra vonatkozóan érvényes, kibocsátáskor a tyúkvadászatnak több a kára, mint a haszna. A tyúkvadászat teljes betiltása csak erős vadászati nyomás mellett helyeselhető. A tiltás jó eredményt hozhat a (tévedésből lőtt) tyúkteríték elfogadhatóan alacsony szinten tartása terén.

### **A fácánkibocsátások hatáselemzése**

A vad és kibocsátott fácáncsibék halálozási-túlélési rátáinak ismeretében modellezhető a kibocsátások hosszú távú hatása. HILL ÉS ROBERTSON (1988) megállapította, hogy a kibocsátás növekedésével csökken a felnevelt csibék száma **(139. ábra)**, ennek alapján kimutatták, hogy a természetes populációk viszonylagosan magas felnevelt csibeszáma a kibocsátások megkezdésével erősen lecsökkent, s egy alacsonyabb szinten stabilizálódott **(140. ábra)**.

A kibocsátások mindig intenzívebb hasznosítással járnak együtt, s ha a tyúklövés is engedélyezett, akkor növekszik a vad tyúkok hasznosítási aránya is, amely a kibocsátott tyúkok még nagyobb részesedését fogja eredményezni **(141. ábra)** a fácánpopulációban. Abban az esetben, *ha a kibocsátásokat megszüntetik, a teríték nagysága drasztikusan lecsökken, mivel a csibék túlélési aránya képtelen a terítéket kompenzálni, a populációt szinten tartani (142. ábra).* A részleges kibocsátás-beszüntetés - melynek főként gazdasági okokból az 1990-es években Magyarországon tanúi vagyunk -, hasonló következményekkel járt mind a terítékalkulás, mind a tavaszi állománybecslések tanúsága szerint.

*A fácánteríték nagysága tehát jelentős részben a kibocsátás függvénye, ez egyúttal azt is eredményezi, hogy a vad populáció részaránya a szaporulatból szerény mértékű.*

HILL ÉS ROBERTSON (1987) egy korábbi munkájukban a fácánkibocsátással, s általában a fácángazdálkodással kapcsolatosan az alábbi javaslatokat tették:

- A magas fácánteríték elsősorban a kibocsátások eredménye, a mezőgazdasági környezet állapota (eltartó képessége) nem teszi lehetővé a vad fácánállomány magas denzitású fennmaradását és a kibocsátással elért terítékek elérését.

- A természetes fácánállomány visszaállítása, regenerációja csak olyan területeken lehetséges, ahol a populáció életereje még megfelelő. Ebben az esetben is csak akkor van esély, ha az élőhely szerkezetét (fedettségét), táplálékkínálatát javítják és erős dűvadgyérítést folytatnak. A vadgazdálkodási beavatkozással nő az eltartó képesség, aminek a szaporulat magasabb túlélési aránya lesz a következménye.
- A vad fácánpopuláció regenerációjához elengedhetetlenül szükséges a természetes szaporulatból származó tyúkok kímélete, ellenkező esetben populációbeli arányuk tovább csökken. A kibocsátásnál vagy csak kakasokkal dúsítsák a populációt, vagy ha tyúkokat is helyeznek ki a területre, azok kíméletet élvezzenek. Így fokozatosan elérhető, hogy a tyúkpopulációban a vad példányok legyenek dominánsak.

Hazai viszonyainkra CSÁNYI (1994) dolgozott ki egy hasznosítási modellt. A fácánállomány hasznosítását a szabad területen élő állomány változását tükröző populációmérleg és a kibocsátott fácánok megtérülési arányának ismeretében határozta meg.

A tavaszi törzsállomány (FL) két részből tevődik össze, a kakasokból (KL) és a tojókból (TL). Az állomány következő évi létszáma

- a természetes veszteségek,
- a felnevelt szaporulat és
- a hasznosítás

függvényében alakul. Ha a hasznosításról feltételezzük, hogy annak nagysága nem haladhatja meg a szaporulat és a természetes veszteségek közötti különbséget (feltéve, hogy ez a különbség pozitív), akkor először a kakasok és a tojók következő tavaszi létszámát kell meghatározni.

A tyúkok létszáma az év során a következő összefüggések szerint változik:

- A tavasztól őszi tartó időszakban természetes okok következtében elhullik az állomány egy része ( $e_{t1}$ ), tehát az őszi túlélő tojók száma:

$$TL \cdot (1 - e_{t1})$$

alakban írható fel.

Lényegében a tojóknak csak erről a túlélő részéről vélhetjük, hogy érdemben részt vesznek a szaporodásban is. Átlagos felnevelt szaporulatot (Sz) feltételezve a tojóállomány gyarapodása őszi

$$TL \cdot (1 - e_{t1}) \cdot Sz \cdot 0,5$$

lesz (a szaporulat ivararánya 1:1, ezért szükséges a 0,5-del való szorzás).

- Ha a tyúkállományt nem hasznosítják, akkor az őszi tojólétszámból a tavaszt megérő rész csupán az őszi-téli veszteségektől ( $e_{t2}$ ) függ, tehát

$$[TL \cdot (1-e_{t1}) + TL \cdot (1-e_{t1}) \cdot Sz \cdot 0,5] \cdot (1-e_{t2})$$

formában határozható meg.

A kakasok létszámváltozásai is az előbbiekhöz hasonló összefüggéseken alapulnak. A kakasok tavaszi létszámát (KL) és a megfelelő elhullási arányokat ( $e_{k1}$ ,  $e_{k2}$ ) behelyettesítve a

$$[KL \cdot (1-e_{k1}) + TL \cdot (1-e_{t1}) \cdot Sz \cdot 0,5] \cdot (1-e_{k2})$$

összefüggéshez jutunk.

Ha az így meghatározott kakas- és tojólétszámok nagyobbak, mint a kiindulási létszámok voltak - tehát az adott ivar létszámváltozásának mérlege pozitív -, akkor lehetőség van ennek a többletnek a hasznosítására. A kakasokból hasznosítható létszám (KH)

$$KH = [KL \cdot (1-e_{k1}) + 0,5 \cdot TL \cdot (1-e_{t1}) \cdot Sz] \cdot (1-e_{k2}) - KL$$

és a tojókból hasznosítható létszám (TH)

$$TH = [TL \cdot (1-e_{k1}) + 0,5 \cdot TL \cdot (1-e_{t1}) \cdot Sz] \cdot (1-e_{t2}) - TL$$

lesz.

A természetes állomány összhasznosítása (T) a két ivar értékei alapján tehát

$$T = KH + TH$$

lesz.

A modell a kibocsátott fécának hasznosítását (HK) külön kezeli. A hasznosítható egyedszám a kibocsátott mennyiség (K), valamint a megtérülési arány (m) alapján a következő:

$$HK = K \cdot m,$$

amit természetesen a teljes hasznosításában figyelembe kell venni, így az

$$T = KH + TH + HK$$

lesz.

Csányi (1994) szerepelteti ugyan a tyúklövést a modellben, de azt semmiképpen sem javasolja. A fécántojók vadászati "értéke" és árbevétele ugyanis még jelentős kibocsátás

esetén sem képes ellensúlyozni azt a veszteséget, amelyet az állomány szempontjából legértékesebb vad tyúkállományban okoz ez a gyakorlat. Ezért az előbbi képlet ténylegesen

$$T = KH + HK$$

lesz. Ez az állítása és annak indokai megegyeznek Hill és Robertson (1987) korábban ismertetett véleményével.

CSÁNYI (1994) a sebzési veszteségek arányának ismeretében (átlagosan 30, esetenként 60 % is lehet) a teljes hasznosítás (illetve annak egyes részleteinek : KH, HK) számítása során a sebzési veszteséggel (v) az alábbi módon csökkentette a T értéket :

$$T = T \cdot (1-v) \quad \text{vagy} \quad KH \cdot (1-v) + HK \cdot (1-v)$$

A bemutatott összefüggések alkalmazásával a modell alapján becsülhető a természetes állomány szaporulatának a törzsállományra vonatkoztatott hasznosítása (T%)

$$T\% = \frac{H - m \cdot K}{FL} \cdot 100[\%]$$

illetőleg a kibocsátott fácánok terítéken belüli aránya (K%) is:

$$K\% = \frac{K \cdot m}{H} \cdot 100[\%]$$

A fenti megfontolásból javasolta hazai viszonyokra vonatkoztatva CSÁNYI (1994) az alábbiakat:

- olyan kibocsátási technológiákat kellene alkalmazni, amelyek csökkentik a kibocsátott fácánokra történő vadászatnak a vad populációra gyakorolt veszélyes hatásait
- csak kakasokat kellene kibocsátani és kizárólag kakasra lehetne vadászni, ezáltal a tyúkvadászat a természetes tyúkállományt nem veszélyeztetné
- a természetes tyúkpopulációt a kibocsátott tyúkok nem hígítanák fel, aminek folyományaként nőne a természetes szaporodási képesség, mivel a vad tyúkok teljesítménye sokkal magasabb, mint a kibocsátottaké
- a fácánnevelés és kibocsátás egyre növekvő költségelemei (takarmány, fűtés, energia stb.) jelentősen (azaz a tyúkok mennyiségével) csökkenthetők lennének kizárólagos kakaskibocsátás esetén

*Úgy gondoljuk azonban, hogy a fentiek megvalósítása előtt jelentős szemléletváltásra lenne szükség a magyar fácángazdálkodásban.*

### 13.2.2. Fogoly

Fogolyra vonatkozóan POTTS (1986) dolgozott ki egy dinamikus empirikus modellt. A modell kiindulópontja a költőpárok sűrűsége, ennek alapján történik a potenciális „tojás-sűrűségnek” és „kelési-sűrűségnek” a kiszámítása. Az elpusztult csibék számának levonása után a felneveltek tekinthetők számát hozzáadja a költési időszak után jelen lévő, túlélő felnőtt egyedek számához, miáltal megkapja a populáció nagyságát a költési időszakot követően. E populációnagyságot a vadászat, a téli halandóság, valamint a be- és elvándorlás közti különbség csökkenti, így alakul ki a következő szaporodási ciklus költőpárjainak száma **(143. ábra)**.

Az egy-egy sikeres fészekre jutó csibeszám kevésbé változó, a modellben POTTS (1986) 14-nek adta meg. A csibehalálózási arányszámok nem voltak előre jelezhetők, így az évenkénti megfigyelt adatok kerültek felhasználásra, megfelelő módon illesztve ahhoz a körülményhez, hogy történt-e gyomirtó szer alkalmazás vagy sem. Ismert, hogy az ilyen szerek használata csökkenti a csibék túlélési esélyét. A fogoly tyúk- és tojáspusztulás aránya függ a fészkek sűrűségétől és a dúvadgyérítés mértékétől. Ezen kapcsolatok leírására egyszerű lineáris regressziós összefüggéseket használtak. A vadászat által okozott veszteségek is sűrűségfüggőek voltak, ezen összefüggés azonban logisztikus volt. Több kakas került terítékre, mint amennyi a populációban fennálló arányszámuk alapján elvárható volt. Ez a tény is szerepel a modellben. Azt a kérdést, hogy a foglyok egyedszámára milyen hatást gyakorol a fészkek dűlés megakadályozása, úgy kezeli a modell, hogy a program mindkét módon, tehát a dúvadgyérítés alkalmazásának figyelembevételével és anélkül is lefuttatható. A fészkeléshez fedezéket nyújtó ideális növényzet-struktúra esetén, peszticidek használata és vadászati nyomás nélkül az egyensúlyi helyzetet jelentő költőpár-sűrűség dúvadgyérítéssel 64, anélkül pedig 16 pár/km<sup>2</sup> volt. Minthogy a foglyok fészkelés-sűrűsége annál nagyobb volt, minél magasabb volt a km<sup>2</sup>-enkénti szegélynövényzet hossza, a modellt fel lehet használni a foglyopopulációkban bizonyos vadgazdálkodási célú beavatkozások megváltoztatásának hatására valószínűleg bekövetkező változások becslésére, prognosztizálására. POTTS (1986) a modellt a Sussex-i dombvidéken (Anglia) lévő vizsgálati területének foglyopopulációjára dolgozta ki. Ez a populáció a vizsgálat során erőteljesen megfogyatkozott. Így a modell arra is felhasználható, hogy általa felbecsülhető legyen a hanyatlást előidéző okok viszonylagos fontossága. Ezen tényezők a következők voltak :

1. A gyomirtó szerek alkalmazása a gabonaföldeken

2. A dúvadgyérités intenzitásának csökkenéséből eredő fészekveszteségek
3. A fedezéket és fészkelőhelyet biztosító sövények felszámolása

A fenti paraméterek variációinak lefuttatása után POTTS (1986) arra a következtetésre jutott, hogy a *gyomirtó szerek használatának bevezetése volt az a legfontosabb tényező, amely a fogolypopuláció Sussex-i hanyatlását okozta. Egy másik területen viszont a dúvad gyérités hiánya volt az elsődleges ok.* Az elmondottakból a vadgazda számára egyszerű következtetések vonhatók le.

A fogolyra vonatkozó modell lehetővé teszi azt, hogy a legfontosabb környezeti tényezőkre, azaz a táplálékhiányra, az élőhely szerkezetére és a dúvad gyéritésére vonatkozó vadgazdálkodási tevékenységet értékeljük, és megállapítsuk az alkalmazandó eljárások hosszú távú hatását a populációnagyságra és ezzel együtt azt is, hogy milyen lesz a huzamosan végzett, eltérő mértékű hasznosítások hatása.

A fennálló ökológiai viszonyok - azaz intenzív mezőgazdálkodás -, mellett a modell azt mutatta, hogy a fogolypopuláció - melynek hasznosítás nélküli tavaszi sűrűsége  $4,7$  pár/ $\text{km}^2$  -, *csekély rugalmasságot tanúsít a hasznosítással szemben: 20 %-os hasznosítási ráta mintegy felére csökkentené le a tavaszi populációnagyságot, 50 %-os ráta pedig az állomány teljes kipusztulását okozná* (AEBISCHER, 1991) **(144.a ábra)**.

A vadgazdálkodási tevékenység során az első feladat a csibék számára szükséges ízeltlábú táplálék kellő mennyiségének biztosítása oly módon, hogy a táblák szegélyeiben különböző módszerekkel menedékeket hozunk létre, amelyek tartósan, vagy a szaporodás időszakára biztosítják az ízeltlábú táplálékot (FARAGÓ, 1997a). Élőhelyfejlesztési módszerek segítségével a csibék addigi *25 %-os túlélési arányát 50 %-ra lehet növelni* (POTTS, 1986). Ennek bevezetése után a modell új egyensúlyi állapotot ad meg, hasznosítás nélkül a tavaszi állománysűrűség  $8,2$  pár/ $\text{km}^2$  lesz, azaz a korábbi szintnek csaknem a duplája. Ha a hasznosítás mértéke a korábbihoz képest nem változik, a hozam csaknem 25 %-kal emelkedik (AEBISCHER, 1991) **(144.b ábra)**.

Ha ezek után a vadgazdálkodási gyakorlat második feladatként a fogoly számára alkalmas fészkelőhelyeket, a takarást jelentő növényzetet - főként a táblaszegélyeket, sövényeket, erdősávokat- is helyreállítja, akkor tovább fokozható az eredményesség. Az angliai gyakorlatban ez a szegélyssűrűség  $4$  km/ $\text{km}^2$ . Magyarországon ezt az értéket a legjobb foglyos területek közelítik csak meg - a LAJTA Projectben:  $3,7$  km/ $\text{km}^2$  -, általában viszont alig éri el az  $1$  km/ $\text{km}^2$  értéket (FARAGÓ, 1994c és 1994d). Különböző módszerekkel a fészkelőhely-hossz növelhető  $8$  km/ $\text{km}^2$  értékig. POTTS (1986) szerint a fészkek fedezésére

szolgáló növényzet területi megkettőződése mintegy kétszeresére emeli a tavaszi populációnagyságot is, amely hasznosítás nélkül 16,3 pár/km<sup>2</sup>-re növekszik **(144.c ábra)**.

Az utolsó lépés a tojásokban és a fészkekben keletkező veszteségek csökkentése ésszerű dűvadgyérítés révén. Az angliai gyakorlatban ílymódon, vadgazdálkodási beavatkozással gondozott, vadászattal nem hasznosított fészkelő populációsűrűség 51,6 pár/km<sup>2</sup>-re emelkedett, ami több, mint tízszeres növekedés a kezdeti, vadgazdálkodással nem érintett állapothoz viszonyítva, s amely - hangsúlyozzuk -, a napjainkra jellemző szántóföldi növénytermesztés mellett alakul ki.

Ilyen fogolyállomány sűrűségénél, 40 %-os hasznosítás mellett - amely a hosszú időn át fenntartható maximális hozamot eredményezi -, a fogolyállomány egyedszáma még mindig nagyobb, mint a vadgazdálkodás egyéb formái esetén, illetve teljes hiánya mellett (AEBISCHER, 1991) **(144.d ábra)**. Ilyen optimális körülmények között a populáció csak 80 %-os hasznosítási ráta esetén pusztul ki.

A gazdálkodás hatásainak eredményét, ugyancsak a modellek felhasználásával perspektivikusan is megadhatjuk **(145. ábra)**. Ha a populáció élőhelyei már tartósan (a szimuláció során 20 évig) leromlottak és mértékletes volt a hasznosítás (az őszi állomány 20 %-ának elejtésével), akkor már az első 10 évben a tavaszi állománynagyság 50 %-kal csökkent. A vadászat betiltása kezdetben az állománynagyság csekély mértékű növekedését eredményezné, de 5 éven belül a folytatódó élőhelyromlás hatása erősebb lenne olyannyira, hogy a populáció hanyatlása folytatódna és alacsonyabb szintre süllyedne le az egyedszám, mint a tilalom bevezetése előtti volt.

Ha ugyanebben az időszakban *megtörténik az élőhelyek fejlesztése - függetlenül a vadászati hasznosítástól -*, az *mindenképpen erőteljesebben fokozza a fogolypopuláció sűrűségét, mint a vadászati tilalom*. Ez ékes bizonyítéka annak, hogy a fogolypopuláció hanyatlásának visszafordítása csak akkor lehet eredményes, ha az eljárás magában foglalja a habitatok minőségének javítását.

#### A terítéknagyság meghatározása

A fentiek alapján fogolyállományaink bizonyos része a hasznosítást is lehetővé tenné, de a fent bemutatott vadgazdálkodási módszerek szélesebb körű bevezetésével valóban nem utópia újbóli vadászata. A vadászat által hasznosítható foglyok számarányának és terítéknagyságának (B) becslésére BIRKAN (1979) egyenleteket dolgozott ki, amelyeket azóta elterjedten alkalmaznak, illetve egy POTTS (1986) által egyszerűsített változatát használják. BIRKAN (1979) az alábbi képletet adta meg :



$$B = r \times s \frac{(1 + j) - 1}{(1 + u) s} (1 + a) x$$

- ahol  $r$  = a tavasztól a vadászati idény kezdetéig életben maradó felnőtt egyedek száma (0,90)  
 $s$  = a vadászati idény kezdetétől a következő tavaszig életben maradó foglyok összes száma (0,55)  
 $j$  = egy-egy felnőtt egyedre jutó őszi felnevelt szaporulat száma a vadászat kezdetekor (változó érték)  
 $u$  = a meg nem talált lelőtt madarabokból és sérült egyedekből álló mortalitás, a teríték arányában (0,15), azaz a "sebzési veszteség"  
 $a$  = kakas : tyúk arány tavasszal  
 $x$  = négyzetkilométerenkénti sűrűség (változó érték)  
Ha  $j = 3,0$  és  $x = 15$ , akkor

$$B = \frac{0,90 \times 0,55 (1 + 3,0) - 1}{(1 + 0,15) \times 0,55} (1 + 1,2) \times 15 = 51$$

POTTS (1986) szerint azonban BIRKAN (1979) nem vette külön figyelembe a kakasok vadászati hasznosításból eredő halandóságát, ezért egy egyszerűbb, alternatív egyenletet ad meg:

$$B = A - \frac{2x}{s} = 53$$

- ahol  $A$  = augusztusi populáció nagyság (a példában 108).  
 $s$  = az ősztől tavaszig történő túlélés rátája = 0,55  
 $x$  = a tavaszi fészkelő pár sűrűség = a fészkelésre alkalmas szegélyek *km-ben meghatározott hosszának ötszöröse/km<sup>2</sup>* (ez egyfajta eltartóképesség)

Habár ez a képlet a BIRKAN-félénél egyszerűbb, magába foglalja azt, hogy az  $A$ -t, azaz az augusztusi populáció nagyságot ugyanolyan pontosan lehet felbecsülni, mint az  $x$ -et, azaz a tavaszi fészkelőállomány sűrűséget. POTTS (1986) úgy találta, hogy a gyakorlatban a BIRKAN-féle képlettel kapott eredmény túlságosan korlátozó akkor, ha a költségi eredmény alacsony, míg magas költségi eredménynél jóval 55 % feletti vadászati hasznosítási arányszámokat javasol, amelyek hajtóvadászattal megvalósíthatatlanok. Így tehát a módosított egyenlet felhasználása látszik ésszerűnek mindazon területeken, ahol a dúvadgyérítés folyik, mert a képlet a költő populációkra összpontosít.

### 13.2.3. Vízivad

A tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) - úgyis mint a leggyakoribb és a vadgazdálkodás - vadászat érdeklődésére leginkább számottartó vízivad faj -, populációjára vonatkozó és már megismert modell **(134. ábra)** készítésének elsődleges célja annak megállapítása volt, hogy egy ökológiailag „be nem állt” vízi élőhelyen miképpen növelhető a költő- és a vadászattal hasznosítható tőkés réce populáció nagysága (HILL ÉS CARTER, 1988). Ezt három vadgazdálkodási módszerrel lehet elérni :

- a fészkelő habitat szerkezetének (fedettség) javításával
- a kiskacsák táplálékául szolgáló izeltlábúak előfordulási gyakoriságának növelésével (közvetett módon a vegetáció és a szervesanyag hozam növelésével)
- a költő- és költést követő időszak habitatjainak javításával a téli halandóság és szétszóródás csökkentésére.

Esettanulmányunkban három sűrűségfüggő halálozási tényezőt tartunk fontosnak :

- a dúvad fajok által a tojásokban és a kotló tojókban okozott veszteséget
- a kiskacsák halálozásait a röpképesé válásig
- a halálozás és kivándorlás összesített téli veszteségeit

Bármilyen vadgazdálkodási eljárás, amely egyik, vagy valamennyi veszteséget csökkenti, a hasznosítható populáció egyedszámának szignifikáns növekedését eredményezheti. A három halálozási érték ezek után az alábbi lesz.

- a) A dúvad által a fészkaljakban okozott kártételek a fészkalj sűrűségétől függőnek bizonyultak **(146a. ábra)**:

$$k_1 = -0,176 + (b_1 \times \lg \text{tojások}) \quad r = 0,81$$

ahol  $b_1 (= 0,15 \pm 0,01)$  a sűrűségfüggő kapcsolat meredeksége.

- b) A kiskacsák halandósága csekély mértékben függött a kikelt kiskacsák sűrűségétől **(146b. ábra)**

$$k_2 = -0,436 + (b_2 \times \lg \text{kikelt kiskacsák}) \quad r = 0,41$$

ahol  $b_2 (= 0,32 \pm 0,05)$  a sűrűségfüggő kapcsolat meredeksége

c) A téli időszakban bekövetkezett veszteség ( $k_3$ ) a populáció szeptemberi sűrűségétől függött (**146c. ábra**).

$$k_3 = -0,781 + (b_3 \times \lg \text{ szeptemberi sűrűség}) \quad r = 0,82$$

ahol  $b_3$  ( $= 0,46 \pm 0,03$ ) a sűrűségfüggő kapcsolat meredeksége. Utóbbi említett kapcsolat felölelte mind a természetes halandóságot, mind a téli szétszóródást.

A modellen végzett érzékenységi-vizsgálatok alapján az említett tőkés réce populációt illetően az alábbi következtetéseket lehetett levonni.

- a) a fészkalj-predáció dinamikája és a változás mértéke *csekély hatást* gyakorol a költő egyedek számára
- b) a kiskacsa-halálozás dinamikája és változásának mértéke *nagyobb hatást* fejt ki a költő egyedszámra
- c) a modell dinamikája szempontjából a *legfontosabb* tényezőt a téli veszteségek jelentik.

A modelltől levonható vadgazdálkodási tanulságok az alábbiak:

#### **A fészkalj veszteségekre vonatkozó tanulságok**

A veszteségek elkerülésének, vagy csökkentésének két útja van: egyik a dúvadgyérítés, a másik a habitatok szerkezetjavítása. A kísérletek ugyanis azt igazolják, hogy

- a fészkelőhelyek diverzitásának, vagy ún. „foltos” (patchy), mozaikszerű jellegének fokozása csökkentheti a földön fészkelő fajokra leselkedő káros hatásokat
- a varjúfélék fészkelő populációjának gyérítésével csökkenthetők a fészkaljveszteségek, bár ez a hatás rövid ideig tart (ennek ellenére az egész év során folyamatosan kell végezni).

#### **A kiskacsák halandóságára vonatkozó tanulságok**

A kiskacsák pusztulásának mértékét táplálékforrás-készleteik növelésével lehet csökkenteni. Ha csak tápanyagban szegény, oligotróf tó áll rendelkezésre költő állomány kialakítására úgy járhatunk el, hogy a vízbe szerves anyagot juttatunk, amelyek fokozzák annak termékenységét, ezáltal a makrofita vegetáció elszaporodását. Hatására az ízeltlábúak előfordulási gyakorisága növekedni fog. Átmeneti és hatékony eljárás a steril tómedret (pl. bányatavat) kezeletlen árpaszalmával gazdagítani. Hatékony, de jóval perspektivikusabb eljárás a partvonal növényzetének javítása, vagy hínárvegetáció telepítése (FARAGÓ, 1997a). A megismert modell azt mutatta, hogy az élőhelyfejlesztés, azon keresztül a táplálkozási

feltételek javítása, hatékonyabban válik a populáció javára, mint a fészekalj-pusztulás csökkentése.

### A téli veszteségekre vonatkozó tanulságok

A tényleges téli elhullások mellett általában sűrűségfüggő kivándorlási veszteségeket is elszenvednek a tőkés réce populációk. A fészkelő és táplálkozóterületek hiánya ugyanis az elvándorlás irányába motiválja a populáció eltartóképességet meghaladó populációrészt. Az élőhelyfejlesztések tehát nem csak a fészekalj veszteséget és a juvenilis halandóságot csökkentik, de a téli elvándorlást is mérséklék, vagy megszüntetik.

#### 13.2.4. Mezei nyúl

A mezei nyúl populáció őszi egyedszáma - elsősorban a fiatalok változó halálozási rátájából adódóan -, évente kisebb-nagyobb mértékben változhat. Kedvező felnevelt szaporulatot mutató években célszerű a hasznosítás mértékét megnövelni, mivel ennek elmulasztása esetén megnő a természetes elhullás, beállítva a terület eltartóképességéhez igazodó tavaszi törzsállomány nagyságot. Az alábbiakban KOVÁCS ÉS HELTAY (1985) alapján bemutatjuk a hasznosítható mennyiség kiszámításának egy modelljét.

Induljunk ki abból, hogy a tavaszi törzsállományunk nagysága ismert: ezt jelöljük  $N_0$ -val. Tegyük fel, hogy ismerjük a fiatalok és idősök arányát az őszi állományban, amit  $r$ -rel jelölünk. Ebből a két adatból és a törzsállomány nyári túlélési rátájából ( $S_1 = 1 - \text{elhullási ráta}$ ) viszonylag egyszerűen meghatározható az őszi állomány nagysága anélkül, hogy ezt valóban megbecsülnénk.

A tavaszi törzsállománynak ( $N_0$ )  $S_1$ -szerese marad életben őszig, ugyanakkor a megmaradó törzsállomány ( $N_0 S_1$ )  $r$ -szerese az őszi teljes állományban lévő fiatalok számát adja. Ez utóbbi a fiatalok arányának ( $r$ ) definíciójából adódik:

$$r = \frac{\text{fiatalok száma}}{\text{kifejlettek száma}}, \quad \text{fiatalok száma} = r \times \text{kifejlettek száma}.$$

Nyilvánvaló, hogy az őszig megmaradt törzsállomány ( $N_0 S_1$ ) és a felnevelt fiatalok ( $N_0 S_1 r$ ) összege az őszi teljes állomány nagysággal ( $N_0'$ ) egyenlő:

$$N_0' = N_0 S_1 + N_0 S_1 r$$

ebből:

$$N_0' = N_0 S_1 (1 + r).$$

Ha az őszi állomány téli természetes túlélése  $S_2$  és a következő évi tavaszi törzsállomány nagyságát  $N_1$ -re kívánjuk beállítani, akkor a hasznosítható mennyiség:

$$H = N_0' S_2 - N_1$$

Helyettesítsük be  $N_0'$ -t az egyenletbe:

$$H = N_0 S_1 S_2 - (1 + r) N_1.$$

Ha arra törekszünk, hogy a tavaszi törzsállomány változatlan maradjon ( $N_0 = N_1$ ), akkor:

$$H = N_0 S_1 S_2 - (1 + r) N_0,$$

ebből:

$$H = N_0 [S_1 S_2 - (1 + r)].$$

Ha az egyenletet elosztjuk  $N_0$ -val, akkor

$$h = \frac{H}{N_0} = S_1 S_2 (1 + r) - 1,$$

ahol  $h$  azt jelenti, hogy a tavaszi törzsállománynak hányszorosa hasznosítható az adott év felnevelt szaporulatának és a túlélési rátáknak a függvényében.

Mint látható, a hasznosítható mennyiség meghatározásához négy alapadatra van szükség **(147. ábra)**. A tavaszi törzsállományra ( $N_0$ ), amelynek becslése nem okozhat gondot, ennek módszereit a korábbiakban megismertük. A fiatalok és idősök arányát ( $r$ ) az első vadászatok alkalmával könnyűszerrel meghatározhatjuk a könyökcsontdudor segítségével.

A két túlélési ráta meghatározása már nehezebb feladat, sőt, a téli elhullás előre nem is jelezhető. Ezért e két esetben fiktív értékek használata ajánlható. Ezt annál is inkább megtehetjük, mivel a törzsállomány nyári elhullása egyik évről a másikra rendszerint csak kismértékben változik (25-30 %), a téli természetes elhullások tekintetében pedig az a célunk, hogy ezt minél kisebbre csökkentsük, ezért átlagosan 20 %-kal számolunk.

Nézzük meg egy példa segítségével, hogyan számolható ki a hasznosítható mennyiség abban az esetben, ha a törzsállomány nyári túlélésére elfogadjuk a 70 %-ot, a téli túlélésre pedig a 80 %-ot! Tegyük fel, hogy az első vadászatokon úgy találtuk, hogy a fiatalok és

idősek aránya ( $r$ ) 1,5,  $s$  a tavaszi törzsállománybecslés eredménye 2500 darab mezei nyúl volt.

A hasznosítási aránya:

$$h = 0,56 (1 + 1,5) - 1,$$

$$h = 0,4.$$

A kiszámolt eredmény azt mutatja, hogy a tavaszi törzsállományunk 0,4-szerese (40 %-a) hasznosítható az adott évben. Számszerűleg:  $H = N_0 h = 2500 \times 0,4 = 1000$  db mezei nyúl.

A hasznosítható mennyiség meghatározásának megkönnyítésére a **148. ábrán** egy nomogramot mutatunk be. Az aktuális törzsállomány és az őszi állományban meghatározott fiatalok és idősek arányának ismeretében a hasznosítható mennyiség erről egyszerűen leolvasható (KOVÁCS ÉS HELTAY, 1985).

A fent ismertetett *hasznosítási modell* nem tért ki arra, hogy milyen hatások következtében alakul ki a populáció vadászat előtti szerkezete, azaz az  $r$  értékkel jellemzett felnőtt/fiatal arány. A korábbi fajok tárgyalása során megállapítottuk, hogy a túlélési arányt két tényező befolyásolja, az élőhelyek minősége és a zsákmányolás.

A következőkben olyan modellt ismertetünk, amelyben a mezei nyúl legfontosabb predátorának (HELTAY, 1989) a rókanak (*Vulpes vulpes*) a mezei nyúl populációra gyakorolt hatását modellezték (REYNOLDS ÉS TAPPER, 1995)

A modell alapparamétereit a mezei nyúl sűrűségét, illetőleg a róka sűrűségét és táplálékát a terepi munkák során, míg a többi tényezőt korábbi vizsgálatok publikált adataiból nyerték. A modell szerkezetét a **149. ábra** mutatja. A szimulációkat azért hozták létre, hogy

- a) a 11 km<sup>2</sup>-en lévő nyúlpopulációt összehasonlítsák a róka territóriumokkal
- b) az egyes róka territóriumokon élő nyúlpopulációkat összehasonlítsák.

Nagyléptékű szimuláció (a) során kiderült, hogy a rókák által zsákmányolt nyulak száma meghaladta a törzsállomány sűrűségét és elérte az évi hozam 76-100 %-át. A nyúlpopuláció ezen felül, csökkenés nélkül csak egy nagyon alacsony halandóságot viselt volna el. Amikor a róka zsákmányolását 0-nak tekintették a szimuláció során, akkor a nyulak záró sűrűsége a modellben 3-6-szorosa volt annak, mint amit zsákmányolás esetén mutatott. Az egyes rókaterritóriumok szimulációja (b) azt eredményezte, hogy a területméret és a rókacsoport társas szerkezetének változása szignifikáns helyi változást mutatott ebben az átfogó rendszerben. Megállapították, hogy a rókák által zsákmányolt mezei nyúl veszteség a produktiváshoz viszonyítva meghatározó. A tanulmány leírja a róka nyúl-zsákmányolásának jelentőségét és annak hatását a nyúlpopuláció növekedésére. Mivel a halálozási okok közti kompenzáció mértéke ismeretlen volt, a vizsgálat nem mutathatta ki egyértelműen, hogy a

róka zsákmányolása szabályozza-e a nyúlpopulációt. Ennek ellenére REYNOLDS ÉS TAPPER (1995) modellezés alapján levont következtetései fontos adalékot szolgáltatnak azokhoz a tudományos ismeretekhez, amelyek szerint a róka számos területen fontos szerepet játszik a nyúlpopuláció dinamikájának alakításában.