MEZŐGAZDASÁG- ÉS KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KAR

AZ ŐZ AGANCSMINŐSÉGÉT BEFOLYÁSOLÓ EGYES KÖRNYEZETI TÉNYEZŐK HATÁSA

Doktori (PhD) értekezés

Lehoczki Róbert

Gödöllő

2011

A doktori iskola

megnevezése: Állattenyésztés-tudományi Doktori Iskola

tudományága: Állattenyésztési tudományok

vezetője: Dr. Mézes Miklós
egyetemi tanár, az MTA levelező tagja
SZIE, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
Állattudományi Alapok Intézet, Takarmányozástani Tanszék

Témavezető: Dr. Csányi Sándor
egyetemi tanár, a mezőgazdaság-tudományok kandidátusa (CSc)
SZIE, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
Vadvilág Megőrzési Intézet

....

Az iskolavezető jóváhagyása A témavezető jóváhagyása

TARTALOMJEGYZÉK

Tartalomjegyzék 1
Rövidítések 3
1. Bevezetés 5
2. Irodalmi áttekintés 9
2.1. Őzgazdálkodás és az agancsminőség alakulása Magyarországon 9
2.1.1. Az állomány létszámának és hasznosításának változásai 9
2.1.2. Az agancsok minőségének változásai 15
2.1.3. Az állomány minőségének területi különbségei 17
2.2. Az agancsfejlesztés hormonális szabályozása 20
2.3. Az agancsfejlesztést meghatározó tényezők 21
2.3.1. Az őz agancsának növekedése a kor függvényében 21
2.3.2. Hazai nézetek: genetika vagy környezet? 24
2.3.3. Genetikai adottságok szerepe az agancsfejlesztésben 25
2.3.4. Az agancsfejlesztésre ható környezeti tényezők 28
2.3.4.1. Testtömeg és tápláltsági állapot 29
2.3.4.2. Populációsűrűség 30
2.3.4.3. Földhasználat és felszínborítás 32
2.3.4.4. Éghajlati adottságok 34
2.3.4.5. Parazitáltság 35
2.3.4.6. Talajjellemzők 36
2.4. A jód a környezetben és a táplálékláncban 40
2.5. Vadgazdálkodási statisztikai adatok felhasználásának lehetőségei 41
3. Anyag és módszer 43
3.1. Trófeatömeg és állomány adatok 43
3.2. Talajtani adatok forrása 47
3.3. Felszínborítási adatok forrása 51
3.4. Talajtani és felszínborítási adatok előkészítése 52
3.5. Környezeti jód adatok forrása és előkészítése 54
3.6. Statisztikai módszerek 57
3.6.1. Talajjellemzők hatásának vizsgálata 57
3.6.2. Környezeti jódeloszlás hatásának vizsgálata 63
4. Eredmények 67
4.1. A talaj főtípus és talajtermékenységi változók hatása 67
4.1.1. Az országos elemzés eredményei 67
4.1.2. Az alterületenkénti elemzések eredményei 74
4.2. A környezeti jódeloszlás hatása 78
4.3. Új tudományos eredmények 81
5. Következtetések és javaslatok 83
5.1. Talajtípus és minőség hatása 83
5.2. A térbeli felbontás jelentősége 86
5.3. Környezeti jódeloszlás hatása 88
5.4. Az értékelésbe bevont további környezeti tényezők hatása 90
6. Összefoglalás 95
7. Summary 99
8. Mellékletek 103
M1. Irodalomjegyzék 103
M2. Az agancsciklusban szerepet játszó hormonok összefoglaló táblázata 120
9. Köszönetnyilvánítás 123

RÖVIDÍTÉSEK

AgP	agancsképző csonthártya
AIC	Akaike információs kritérium
AP	alkalikus foszfatáz
CIC	Nemzetközi Vadvédelmi és Vadászati Tanács
CLC2000	CORINE Land Cover 2000
CT	kalcitonin
CV	variációs koefficiens
df	szabadsági fok
EEA	Európai Környezeti Ügynökség
ESZH	erdőterületek szegélyhossza
FÖMI	Földmérési és Távérzékelési Intézet
FT1	váztalajok
FT123	a váztalajok (FT1), a kőzethatású talajok (FT2) és a barna erdőtalajok (FT3) összesített területaránya
FT2	kőzethatású talajok
FT3	barna erdőtalajok
FT4	csernozjom talajok
FT456	a csernozjom talajok (FT4), a szikes talajok (FT5) és a réti talajok (FT6) összesített területaránya
FT5	szikes talajok
FT6	réti talajok
FT7	láptalajok
FT8	mocsári erdők talajai
FT9	öntés talajok
GMU	game management unit
GWR	geographically weighted regression
h^2	örökölhetőség (öröklődhetőség)
IGF-1	inzulinszerű növekedési faktor
JÓD	vízbázis jódkoncentráció értékek természetes alapú logaritmusa
K	a modell változók száma
KvVM	Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium
LH	luteinizáló hormon

MG	mezőgazdasági terület aránya
MHC	major histocompatibility complex, fő hisztokompatibilitási komplex
Moran I	Moran's Index
Mpi	mannose phosphate isomerase
MTA TAKI	Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete
n	mintaszám
NGMD	National Game Management Database of Hungary
OLS	ordinary least squares
OVA	Országos Vadgazdálkodási Adattár
ŐHA	őz hasznosítási arány
ŐS	őzsűrűség
P	szignifikancia szint
Pep	peptidases
PRL	prolaktin
PTH	parathormon
PTHrP	mellékpajzsmirigy-hormonfüggő fehérje
r	korrelációs koefficiens
R^2	determinációs együttható
SD	szórás
SE	átlag szórása
SLM	Spatial lag model
STH	növekedési hormon
T	tesztoszteron
T3	trijódtironin
T4	tyroxin
TÉRTÉK	talajértékszám (talajtermékenységi mutató)
TT	trófeatömeg
VGE	vadgazdálkodási egység
VIF	variancia inflációs faktor
W_TT	térben késleltetett változó

1. BEVEZETÉS

Az európai őz (*Capreolus capreolus, Linnaeus, 1758*) Európa nagy részén előfordul (LINNELL et al. 1998, BURBAITE és CSÁNYI 2009), így Magyarország teljes területén is megtalálható (CSÁNYI és LEHOCZKI 2007). Becsült létszáma az ezredfordulóra elérte a 300 000-t és folyamatos növekedésének köszönhetően 2010-re a 350 000-t is meghaladta. A hasznosított mennyiség is növekszik, a 2009/2010-es vadászati évben a terítéke 90 000 példány felett volt (CSÁNYI és LEHOCZKI 2010, CSÁNYI et al. 2010a, www.vmi.info.hu/adattar.html).

Amellett, hogy az őz Európa szinte minden élőhelytípusát meghódította alapvetően a ligeterdős területek illetve az erdősávokkal, erdőfoltokkal tagolt mezőgazdasági területek szarvasféléje (LINNELL et al. 1998, CSÁNYI és LEHOCZKI 2007). Az egyes élőhelyeken a sűrűségét nagyban meghatározza a táplálék hozzáférhetősége és a búvóhelyek száma, kiterjedése, amelyeket leginkább a kisebb fás foltokhoz, erdősávokhoz és a magas lágyszárú vegetációval borított részekhez köthetünk (DANILKIN és HEWISON 1996). Táplálkozási stratégiáját tekintve koncentrátum válogató, a magas energia és fehérjetartalmú táplálék és a nagyfokú egyedi változásság jellemzi étrendjét (BLEIER et al. 2007). Táplálékának fő összetevői a kétszikű lágyszárú és fásszárú növényfajok, amelyek arányát jelentősen befolyásolja azok hozzáférhetősége (DANILKIN és HEWISON 1996, DUNCAN et al. 1998, MÁTRAI 2000).

Vadgazdálkodási szempontból az őznek nagy jelentősége van Magyarországon (FODOR 1983b), ami országos elterjedésének, nagy sűrűségének, az állomány jó minőségének és a vadászok közötti népszerűségének köszönhető (CSÁNYI és SZIDNAI 1994, BERTÓTI 1995). A bakok vadászatának értékesítése jelentős bevételt jelent a vadgazdálkodási egységeknek, amelyben a külföldi vadászok szerepét külön ki kell emelni (HOFER 2002, MYSTERUD et al. 2006, CSÁNYI és LEHOCZKI 2010).

A magyarországi őzgazdálkodás középpontjában a német vadászati hagyományoknak megfelelően, számos európai országhoz hasonlóan az agancsméret áll, és a trófeák a gazdálkodás legfontosabb indikátorának is tekinthetők (SZEDERJEI és SZEDERJEI 1971).

Mivel vadgazdálkodási szempontból a trófea (agancs) méretének nagy jelentősége van, így az azt befolyásoló tényezők minél szélesebb körű megismerése ebből a szempontból régen vizsgált kérdés. Ugyanakkor az agancs mérete és jelentősége ökológiai szempontból, mint másodlagos nemi jelleg szintén széles körben kutatott (pl. BUBENIK és BUBENIK 1990). Az őz agancsfejlődését, növekedésének ütemét és végső méretét – hasonlóan más szarvasfélékhez – több tényező is befolyásolja. Ezeket a tényezőket alapvetően két csoportba sorolhatjuk. Az első a genetikai adottságok, a második a környezeti tényezők köre. A genetikai adottságok szerepét ugyan többen is bizonyították

(HARTL et al. 1995a, KRUUK et al. 2002), azonban a szarvasfélék agancsméretében a környezeti tényezők hatását tarják az igazán meghatározónak (SUTTIE 1980, GOSS 1983).

Vizsgálatok alapján a következő tényezők jelentősége bizonyított az agancsfejlesztésben: életkor (KRUUK et al. 2002), tápláltsági állapot, illetve kondíció (BROWN 1990), populáció-sűrűség (SCHMIDT et al. 2001), földhasználat illetve felszínborítás (STRICKLAND és DEMARAIS 2008), talajadottságok (STRICKLAND és DEMARAIS 2000), meteorológiai adottságok (CSÁNYI és SONKOLY 2003a), parazitafertőzöttség (MULVEY és AHO 1993) és vadgazdálkodási gyakorlat (AZORIT et al. 2002).

Az említett környezeti tényezők közül egyrészt a talajtani adottságok, másrészt a leginkább a tápláltsági állapot kérdéskörébe sorolható környezeti jódeloszlás szerepét vizsgálom az őz agancsfejlesztésében.

A vadgazdálkodási szakirodalomban a talajadottságok (pl. talajtermékenység, talajtípusok) és a vadállomány mennyisége és minősége közötti kapcsolatok mind a külföldi (pl. DENNEY 1944, BAILEY 1984), mind a hazai munkákban közvetlenül említett vagy az élőhelyen keresztül közvetve ható tényezőként szerepelnek, pl. a táji vadgazdálkodást meghatározó tényezők vagy feltételek között (pl. BENCZE 1979). Ennek ellenére meglepően kevés a talajtényezők hatását számszerűsítő vizsgálattal lehet találkozni. Magyarországon BÁN és FODOR (1979, 1980, 1986a) illetve SZENES (1980, 1986) munkái említhetők meg, eredményeik azonban a használt elemzési és statisztikai értékelési módszerek bizonytalansága miatt csak a további vizsgálatok megalapozását szolgálhatják. Nemzetközi közleményekben a talajtani jellegzetességek, azok közül is főleg a talaj termékenységéhez kapcsolódó vizsgálatok nagyrészt csak regionális talajjellemzőkbeli különbségekre alapoztak (pl. WAER 2001) és összességében csak egy olyan vizsgálatot találtam, amelyben számszerűsített talajtulajdonságok alapján végeztek összefüggés-vizsgálatot (STRICKLAND és DEMARAIS 2006). Elemzéseimben az őz agancstömege valamint a magyarországi talajtípusok és talajtermékenységi információk, mint általános kvalitatív és kvantitatív talaj jellegzetességek térinformatikai és statisztikai összevetésével törekszem ezen hiányosság pótlására.

A szarvasfélék agancsfejlesztése és tápláltsági állapota közötti összefüggés szintén régóta bizonyított (BROWN 1990). Az általános táplálékellátottság körén túl azonban az egyes környezeti mikroelemtartalmak szerepe még nem teljesen feltárt. Főleg a farmi körülmények között vadhús és barkás agancs termelési céllal tartott állományoknál – a legeltetéses állattenyésztéshez hasonlóan – fordítanak hangsúlyt az egyes mikroelemek hozzáférhetőségének vizsgálatára (GRACE és WILSON 2002), de még ezekből a vizsgálatokból is hiányzik a jódellátottság vizsgálata.

A jód szerepe a jódtartalmú pajzsmirigy hormonokon keresztül jelentkezik az állati szervezetben. A tiroxin és trijódtironin hormonokat általános metabolizmust serkentő hatásukon keresztül

a szarvasfélék agancsfejlesztésével is összefüggésbe hozták (BUBENIK 1990). A nevezett hormonok termelődéséhez azonban nélkülözhetetlen, hogy az állati szervezetbe a jód megfelelő mennyiségben kerüljön be, amit vadonélő fajoknál az élőhelyi elemek (táplálék, ivóvíz) kielégítő jódtartalma biztosíthat (UNDERWOOD és SUTTLE 1999). Vizsgálataimmal a természetes vízbázis jódtartalmával kifejezett környezeti jód-eloszlás és az őz agancstömege közötti kapcsolatot igyekszem feltárni.

Összességében, munkám során a következő kérdésekre kerestem a választ:

1. Kimutatható-e a rendelkezésemre álló adatbázisok alapján a kapcsolat a talajjellemzők és a trófeatömeg között?
2. Az olyan általános kvalitatív talajjellemzők, mint a talaj típusa, illetve a kvantitatív talajtermékenységi mutató (ez esetben a talajértékszám) mennyire alkalmazhatóak a trófeatömegekben meglévő különbségek magyarázatára?
3. Mely magyarországi talajtípusok biztosítják a kedvezőbb adottságokat az őz agancsfejlődéséhez?
4. A természetes vízbázis jódtartalmának szerepe kimutatható-e az őz agancstömegében meglévő területi különbségekben?
5. Az értékelésbe bevont további környezeti tényezők, mint az őz populációsűrűsége, hasznosítási aránya, a mezőgazdasági területek aránya illetve az erdőszegélyhossz hatása kimutatható-e a trófeatömegek területek közötti különbségeiben?

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. Őzgazdálkodás és az agancsminőség alakulása Magyarországon

2.1.1. Az állomány létszámának és hasznosításának változásai

A történelmi Magyarország 63 vármegyéjéről (teljes terület: 282 870 km^2) az első őzteríték adatok 1884-ből származnak. Az akkor 10 263 példánynak jelentett állomány 1909-re 21 360 példányra növekedett, azonban területi eloszlása már akkor sem volt egyenletes. A mai országhatáron belül eső részen jelentősen nagyobb teríték volt a jelenlegi Baranya, Somogy, Zala, Vas és Veszprém megyék területét lefedő vármegyékben, mint az ország többi részén. A síkvidéki területeken a létszáma elenyésző lehetett, amit a teríték alakulása is mutat. Például Jász-Nagykun-Szolnok megyéből a jelentett teríték 1909-ből 11 példány (FARAGÓ 2009).

Az 1920-as években a teríték 27 000 darab volt (LOVASSY 1927 cit. FODOR 1983b). A következő rendelkezésre álló adat az 1936-os őzszámlálás eredménye, amely 60 000 egyedre becsülte az országos őzállományt (FODOR 1983b). Az 1937/38-as vadászati évben az elejtett mennyiség 12901 példány volt (KSH 1948a).

FARKAS (2005) szerint már a XIX. században is kimagasló volt az őzállomány minősége. A két világháború közötti időszakban azonban a mai arányokhoz hasonlítva lényegesen kevesebb volt az 500-600 gramm trófeatömegű bak.

A II. világháború után a becsült állománynagyság a 10 000 példányt sem érte el (SZEDERJEI 1959), és a hasznosított mennyiség az 1946/47-es vadászati évben 88 példány, majd az 1947/48-as vadászati évre csupán 50 példány volt (KSH 1948a, 1948b). Az 1950-es évek végén meginduló állománynövekedés (FARKAS 2005) eredményeképpen a hatvanas évek elején a becsült létszám elérte a 70 000 példányt (CSÁNYI 1996). Az akkori nézetek szerint a létszám gyarapodása a kedvező élőhelyi változásokhoz kötethető. Ilyen volt a nagytáblás mezőgazdasági művelés térhódítása és az Alföld fásítási program beindítása (BAKKAY et al. 1978, FARKAS et al. 1987), azonban ezek tényleges szerepe nem bizonyított.

BENCZE (1972) szerint az őz alapvetően a ligeterdők, a folyó menti erdők, a csenderesekkel tarkított mezőgazdasági területek jellegzetes vadja és területhasználatában hangsúlyos az erdősávok szerepe. Az őzállomány területi eloszlása egy évtized alatt teljesen átalakult és a hetvenes évekre már teljesen egyértelművé vált az erdősültség és az őzlétszám közötti negatív irányú kapcsolat (CSÁNYI 1991). Az 1975. évi megyei létszámadatok alapján a 10% alatti erdősültségű megyék az őzben leggazdagabbak, míg a magasabb erdősülség mellett kevesebb az őz (BENCZE 1979).

Az élőhelyi változások mellett az alföldi gyarapodását segítette elő az is, hogy a vadászok területükön kímélték és óvták az őzet (FARKAS 2005). CSÁNYI (1991) szerint az állománynövekedéshez jelentősen hozzájárult az alacsony hasznosítás, ami jelentősen alatta maradt az állomány szintentartásához szükséges mértéknek, ebben szerepet játszott, hogy az alföldi megyékben az őz vadászatához szükséges golyós vadászfegyverek csak korlátozott számban álltak rendelkezésre (FARKAS 2005, HELTAY 2006).

A létszámemelkedéssel és az alföldi térhódítással párhuzamosan a minőség javulását mutatja az 1965-ben Martonvásáron elejtett kapitális bak, amely akkor a világranglista első helyére került (FODOR 1983b). Meg kell azonban jegyezni, hogy a magyarországi őzagancsok már korábban is nemzetközi hírnévnek örvendtek, amit például az 1937. évi Berlini Vadászati Világkiállítás eredményei is tükröztek (SZEDERJEI és SZEDERJEI 1971). Az őz hazai megítélését valószínűleg jelentősen eltorzította és ma is torzítja a gímszarvas nemzetközi és hazai elsődlegessége.

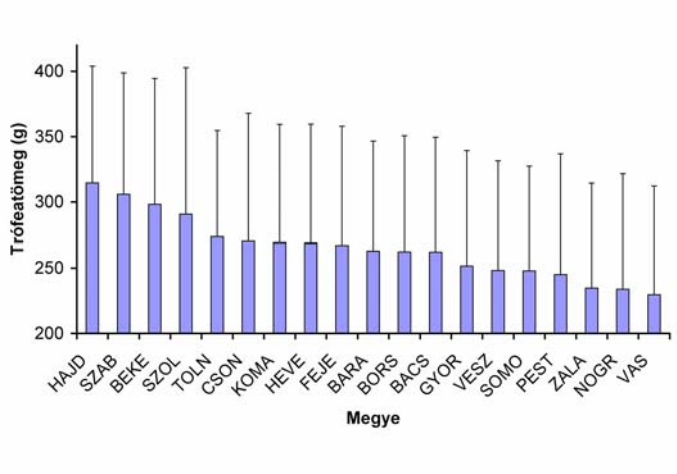
Az őz alföldi megyékben való létszámgyarapodásával jelentősen átrendeződött az állományok minőségi értékmérője, az érmes arány alapján meghatározott megyei sorrend is. Ekkor egyre inkább háttérbe szorultak a dunántúli és hegyvidéki és ezzel párhuzamosan előre kerültek a síkvidéki, alföldi megyék (1. táblázat).

1. táblázat. Az érmes arányok alapján felállított megyesorrendek változása

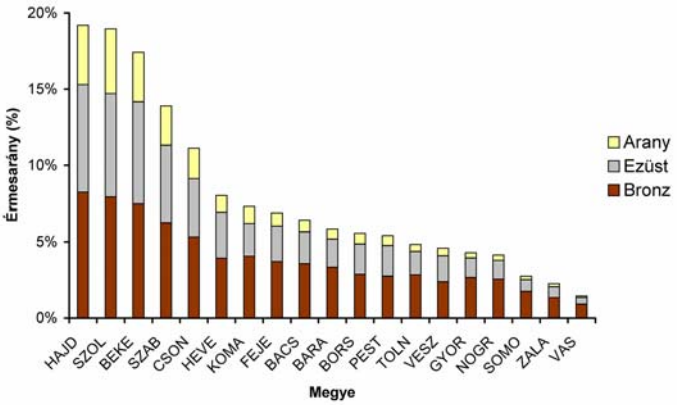
Megye	Sorrend az 1890-1943 között kiállításokon bemutatott érmes trófeák alapján*	Sorrend az 1971-1980 közötti időszak érmes arányai alapján **	Sorrend az 1991-2000 közötti időszak érmes arányai alapján **	Sorrend a 2001-2009 közötti időszak érmes arányai alapján ***
Bács-Kiskun	19	12	11	9
Baranya	6	6	10	11
Békés	1	3	3	3
Borsod-Abaúj-Zemplén	7	7	9	13
Csongrád	11	8	6	5
Fejér	2	10	8	7
Győr-Moson-Sopron	10	14	12	16
Hajdú-Bihar	9	2	2	1
Heves	12	4	5	8
Komárom-Esztergom	8	13	7	6
Nógrád	15	9	16	15
Pest	4	15	14	10
Somogy	3	17	18	17
Szabolcs-Szatmár-Bereg	5	5	4	4
Jász-Nagykun-Szolnok	18	1	1	2
Tolna	16	11	15	12
Vas	13	18	19	19
Veszprém	17	16	13	14
Zala	14	19	17	18
mintaszám (n=)	585	155702	171957	272913

* FARKAS (2005) SZEDERJEI (1959) alapján; ** FARKAS (2005); *** Országos Vadgazdálkodási Adattár (OVA)

Az 1990 és 2008 közötti trófeabírálati adatok alapján meghatározott megyei sorrend a trófeatömegek és az érmes arányok szerint is mutatja az alföldi, nagyrészt mezőgazdasági művelés alatt álló megyék elsőségét, amin túl a területek közötti jelentős különbségek is szembetűnők (1. ábra, 2. ábra).



1. ábra. Az 1990 és 2008 között elbírált őztrófeák tömege alapján meghatározott megyesorrend az OVA adatai alapján



2. ábra. Az 1990 és 2008 között elbírált őztrófeák érmes aránya alapján meghatározott megyesorrend az OVA adatai alapján

Az egyre kifejezettebb állománynövekedés megállítására az 1960-as évek végétől hivatalos rendelkezések is történtek (FODOR 1983b). BERTÓTI (1995) az 1970-es megnövekedett mennyiséget már az őzállomány minősége szempontjából sem tartotta kívánatosnak, azon túl, hogy az helyenként már ellenkezett a mező- és erdőgazdálkodás érdekeivel is. A megnövekedett sűrűség és az állomány minősége közötti közvetlen összefüggés hiányát azonban megemlíti KOLLER és BERÓTI (1971), illetve FARKAS (2005) is.

Az „*A vadgazdálkodásunk távlati fejlesztésének irányelvei*” című MÉM (1970) kiadvány szerint az őz akkori élőhelyén túlszaporodott. Az 1969-ben becsült 136000 egyedszámmal szemben az országosan fenntartható mennyiséget 100-110 ezer egyedben adták meg. A megállapítások

szerint azonban ennek fenntartásához is szükséges az állomány területi aránytalanságainak megszüntetése és az őz akkori élőhelyének kiszélesítése. Minőség szempontjából jónak ítélik az állományt, de az élőhely biztosította potenciális lehetőségeket az akkori nézet szerint ez meg sem közelíti. Javítási lehetőségként többek között a rossz tulajdonságú törzsek kilövését említik (MÉM 1970).

A létszámcsökkentésre tett kísérletek azonban nem voltak sikeresek. Már 1972-ben 52%-os volt a túlszaporodás. 1979-re a becsült állomány 194 270 példány volt, bár FODOR (1983b) szerint az őzlétszám a válóságban már akkor meghaladta a 200 000-t. Hasonlóan magasabb létszámban határozza meg FARKAS (2005) és SUGÁR (2003) is az 1970-es évek tényleges őzállományát. FARKAS (2005) szerint a beszolgáltatási kötelezettség „emléke" miatt akkor is alábecsültek, és a tényleges létszám a 2000-es évek első feléhez hasonlítva is több volt. A különbséget SUGÁR (2003) még jelentősebbnek ítélte, vagyis az 1970-es évek végi őzállomány létszáma 1,5-2-szerese volt a 2000-es években becsültnek. CSÁNYI (1991) szerint azonban a tényleges létszámra a teríték alapján – amelyen a fenti vélemények nagyrészt alapulnak – annak megváltozott összetétele alapján nem lehet következtetni, azt csak független becslésekkel lehetett volna meghatározni. A magyarországi őzállomány létszámának meghatározása trófeabírálati adatokon alapuló populáció-rekonstrukció alkalmazásával is lehetséges. E módszer alapján számítva az 1970-es években a valós létszám mintegy másfélszerese lehetett az akkor jelentett állománynak (MAJZINGER 2010).

A következő tíz év (1980-1990) vadgazdálkodási irányelveit meghatározó MÉM (1980) kiadvány szerint a mezőgazdasági művelés új termelési technológiájához jól alkalmazkodó őzállomány, az 1979-es fokozott lelövések ellenére is, 1980-ra (185 000 példány) 68%-kal haladta meg az 1969-ben meghatározott fenntartható mennyiséget. A tervezettől való jelentős eltérés okaként a gazdasági eredmények elérését és a vadászok igényét és érdekeit tartották. A minőséget befolyásoló tényezők között a genetikai adottság és a vadgazdálkodási és vadászati tevékenység mellett ekkor már hangsúlyozottabban jelenik meg a környezeti tényezők szerepe.

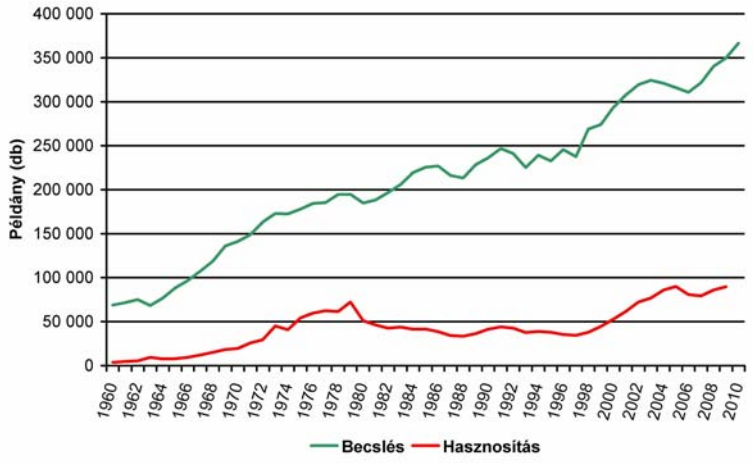
A megváltozott szemléletnek megfelelően az 1979-ben megrendezett „Őzkonferencia" állásfoglalása alapján a gazdálkodás célja az őzállomány létszámának további növelése lett, és a fenntartható legnagyobb őzlétszámot 200-240 000 példányban határozták meg. Továbbá megállapították, hogy mivel a minőségi fejlesztésnek a gyengébb adottságú területeken is megvan a lehetősége, így a létszám növekedésétől nem várható a minőség romlása (MAVOSZ 1980).

Ezt követően 1980-tól kezdve tulajdonképpen folyamatos az állomány növekedése. Ezt a hasznosításra kerülő egyedszám csökkentésével, valamint a bakok javára eltolódó terítékbeli ivararánnyal érték el (CSÁNYI és SZIDNAI 1994). CSÁNYI és SZIDNAI (1994) által ekkor jelzett tendenciák az ezredfordulóig meg is maradtak. A 15% körüli hasznosítási arány 1999-ben kezdett el emelkedni és 2001-re elérte a 20%-ot, majd 2005-ös kiugró érték után (28%) az utóbbi években

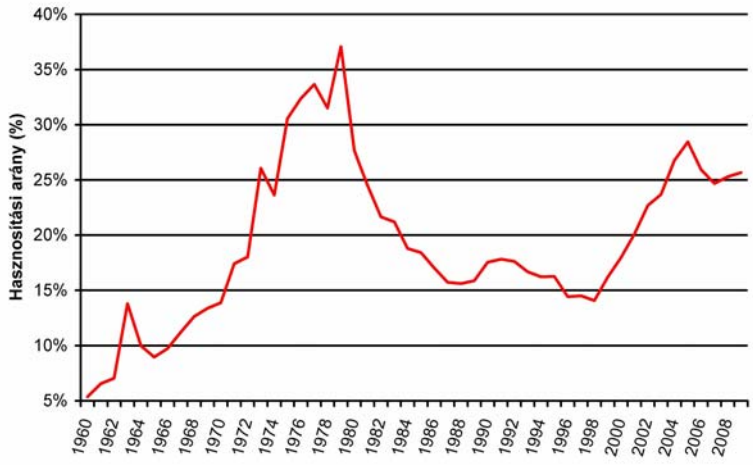
25% körül mozgott. Ebben azonban nagy szerepe volt annak, hogy a Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium a nagyvadállományok szabályozásának biztosítása érdekében jelentősen megemelte a lelövési tervszámokat (CSÁNYI 2003). A hasznosítási arány növekedésének ellenére, az évek közötti kisebb-nagyobb ingadozások mellett, a becsült létszám szinte folyamatosan emelkedett, 2010-re átlépve a 350 ezres példányszámot (3. ábra, 4. ábra).

A teríték kor és ivar szerinti összetételében is változás figyelhető meg (5. ábra). A suták aránya az 1990-es évek elejétől 30% körül állandósult, míg a bakok 45% feletti terítéken belüli aránya lecsökkent és 1999 óta 35 és 40% között mozog. A gidák arányában bekövetkező változások kompenzálták a bakok terítéken belüli csökkenését 1999-től 31-33% körüli részesedéssel.

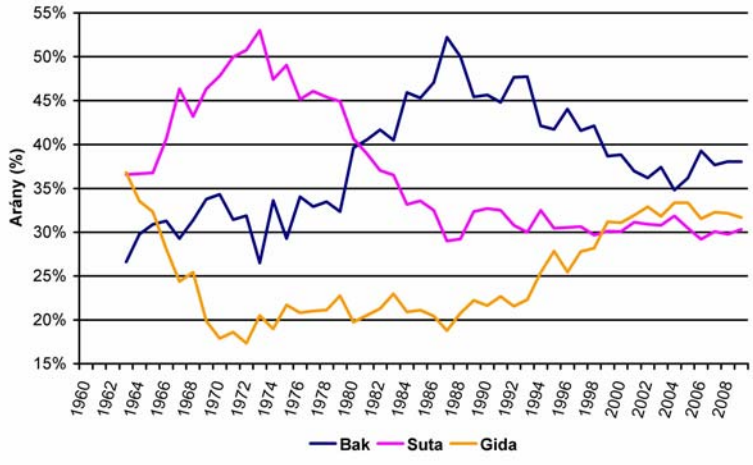
Az őzállomány létszámának és hasznosított mennyiségének változásához kapcsolódóan érdemes megemlíteni az őzgazdálkodás szabályozásában időközben bekövetkezett további változásokat is. Ilyenek például a vadászidények módosításai, amelyeket az elmúlt több mint 100 év vonatkozásában FARKAS (2005) mutat be. Ebből kiemelhető, hogy 1995 és 1997 között a „golyóra érett" bakok kilövését csak augusztustól engedélyezték, annak érdekében, hogy az állomány további elfiatalodását és minőségromlását megelőzzék (FARAGÓ és NÁHLIK 1997). A vadászati módok tekintetében változást jelentett, hogy terelővadászaton az őz tarvad elejtésének tilalma (30/1997. (IV. 30.) FM rendelet) után először hatósági engedély birtokában, majd külön engedély nélkül is lehetővé tette azt a jogszabály (79/2004. (V. 4.) FVM rendelet). Megemlíthető még a trófeabírálathoz kapcsolódóan a szakszerűtlen elejtés országosan egységes minősítési rendszere (30/1997. (IV. 30.) FM rendelet), majd a körzettervek elfogadása és kihirdetése után ezek vadgazdálkodási körzetenkénti változatai, amelyek az élőhelyi adottságokhoz és állományminőséghez igazodva határozzák meg a szakszerűtlen elejtés megítélésének szempontjait és a trófeabírálat irányelveit (OVA 2004). Továbbá az őzbakok golyóérettségi korának jogszabályi csökkentése, 1993-tól a bakok korcsoportok szerinti megbontása az éves vadgazdálkodási tervben (fiatal, középkorú és idős), a 10%-os lehetséges eltérés a jóváhagyott tervtől illetve a mínuszpontok hatósági szankcionálásának eltörlése (2004-től), mind olyan szabályozási tényezőt jelentettek vagy jelentenek, amelyek többé – kevésbé befolyásolhatják az állomány mennyiségének és minőségének változásait (1996. évi LV. törvény, 30/1997. (IV. 30.) FM rendelet, 79/2004. (V. 4.) FVM rendelet).



3. ábra. A becsült őzállomány és a hasznosított mennyiség változása (1960-2010) az OVA adatai alapján



4. ábra. Az őzállomány hasznosítási arányának változása (1960-2009) az OVA adatai alapján



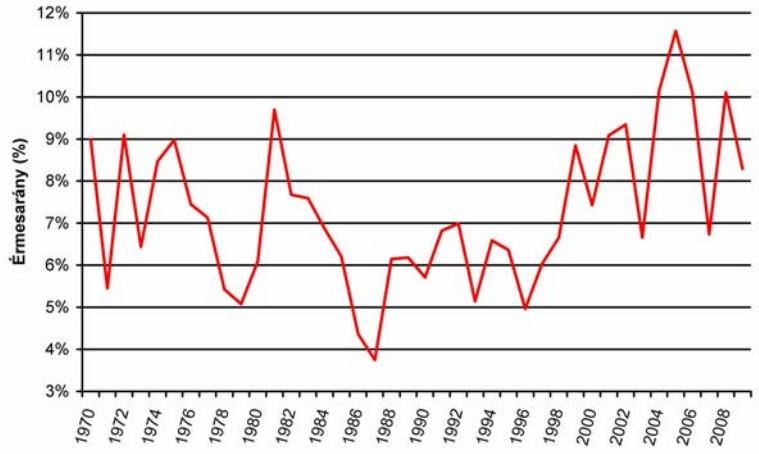
5. ábra. Az őzteríték kor és ivar szerinti összetétele (1960-2009) az OVA adatai alapján

2.1.2. Az agancsok minőségének változásai

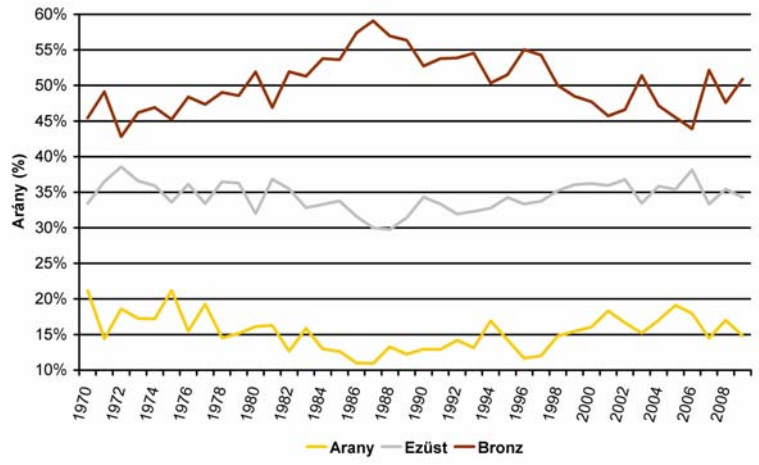
CSÁNYI (1991) és CSÁNYI és SZIDNAI (1994) közleményei szerint az 1973 és 1992 közötti adatok alapján lényegi változás a minőség tekintetében nem állapítható meg. Az érmes arányban és az átlagos agancstömegben megfigyelhető ingadozások az évek hatásához és a lelőtt bakok számának, terítéken belüli arányának változásához köthetők. Az aranyérmesek arányának csökkenése viszont jelezheti az állomány legkiválóbb egyedeinek túlhasznosítását (CSÁNYI és SZIDNAI 1994), de emellett okként megemlíthető az állomány elfiatalodása is. A fent nevezett közleményekben összefoglalóan megállapították, hogy hazánk őzgazdálkodásának két alapvető problémája az állomány túlnépesedése és az alulhasznosítása.

FARKAS (2003) szerint az érmesarányok időszakonkénti ingadozásaiban éreztetheti hatását a trófeabírálat szigorának változása is: szigorúbb értékelés az 1970-es évek végén, szemben az 1980-as évek gyakorlatával.

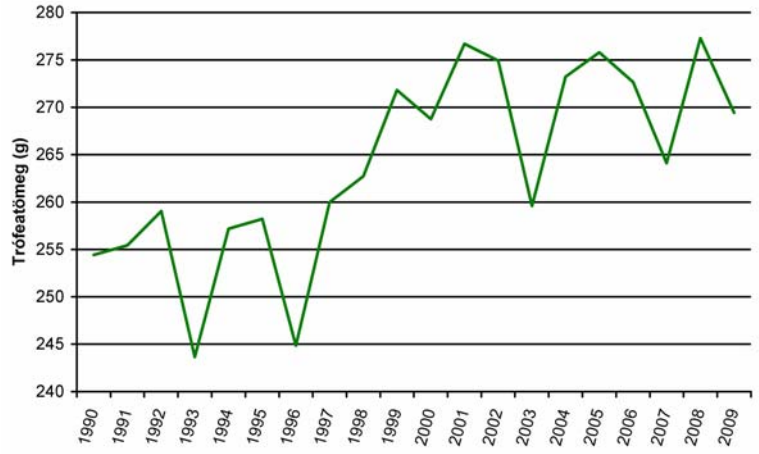
Az érmes arány 1992 utáni változásai is tükrözik az eltérő adottságú évek hatásait, de mindezen ingadozások mellett 1999-től növekvő tendencia figyelhető meg. Míg 1989 és 1998 közötti időszakban az átlagos érmes arány 6,14%, addig 1999-től az utóbbi tizenegy évben ez az érték 8,94%-ra emelkedett (6. ábra), ami egybeesett a bakok terítéken belüli arányának csökkenésével. Az aranyérmesek összes érmesen belüli aránya is 1999-ben lépte át a 15%-ot, az ezüst érmesek arányának 35% körüli ingadozása és a bronzérmesek csökkenése mellett (7. ábra). Az érmes arányban megfigyelt változásokhoz jól igazodnak az egyes évek átlagos trófeatömeg értéke is (8. ábra). Az 1992 utáni változásokra is magyarázatként szolgálhat CSÁNYI és SZIDNAI (1994) fent említett értékelése, mely szerint a bakok terítéken belüli aránya jelentősen összefügg az érmes arány változásával és az aranyérmesek érmeseken belüli arányával. A trófeák jelentősebb minőségi változásait azonban továbbra sem lehetett egyértelműen megállapítani. Ezt támaszthatja alá az is, hogy a CIC (Nemzetközi Vadvédelmi és Vadászati Tanács) nemzetközi trófearanglistáján (2006-2007-es állapot) az első 50 között 16 darab magyar bak szerepel és ezek közül kettő a 2000-es években került terítékre.



6. ábra. Az érmes arány változása 1970 és 2009 között az OVA adatai alapján



7. ábra. Az arany, ezüst és bronz érmes trófeák megoszlása az érmesek között (1970-2009) az OVA adatai alapján



8. ábra. Az átlagos trófeatömeg változása 1990 és 2009 között az OVA adatai alapján

2.1.3. Az állomány minőségének területi különbségei

A Magyarország területén élő őzállomány sűrűségében és minőségében megmutatkozó területi különbségek mindig is nyilvánvalóak voltak. Így a különböző javaslatok és tervezési útmutatások a környezeti adottságok függvényében eltérő sűrűségű állományt és minőségi elvárásokat határoztak meg.

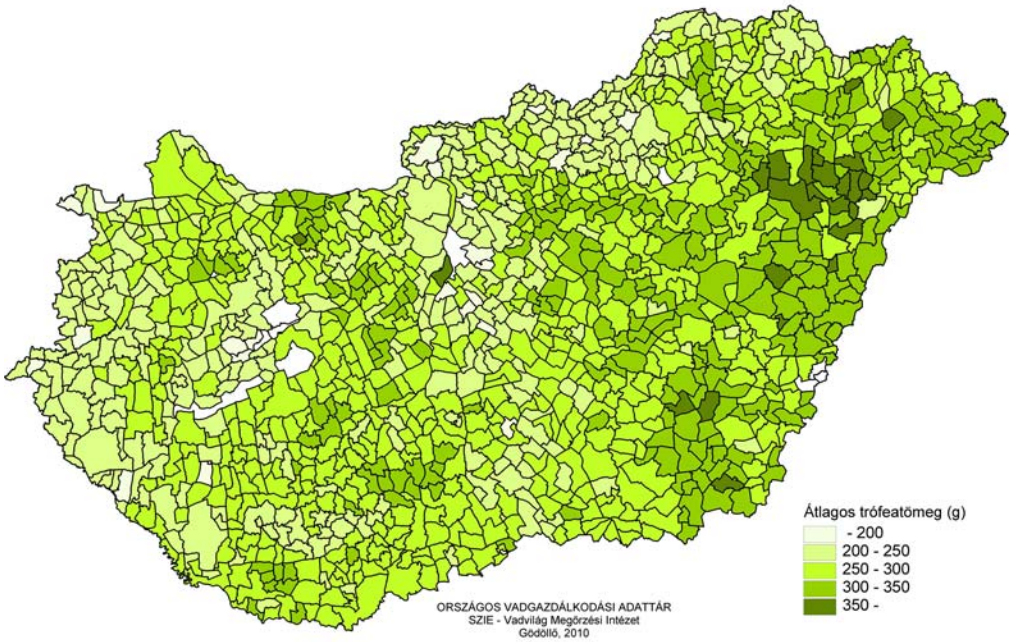
- SZEDERJEI (1959) javaslata szerint a mezőgazdasági földekkel kevert ligeterdős területekre 4-6 őzet, mezőgazdasági területekkel határos összefüggő erdőkre 4 őzet, az olyan összefüggő erdőségekre pedig, ahol egymástól csak nagyobb távolságokra található művelt szántó vagy vadrét 2 őzet tervezhetünk 100 ha-onként. Kiemeli, hogy ezek csak irányszámok és az állomány folyamatos megfigyelésével, az agancsminőség nyomon követésével határozhatjuk csak meg az állománysűrűség megfelelő szintjét (!).
- A MÉM Vadászati Főosztályának szakmai irányelveiben 3 minőségi osztályba sorolták az ország területét (MÉM 1970), KOLLER és BERTÓTI (1971) ezt már módosítva közli (2. táblázat). Az I. osztályú területekre 2-2,5 őz, a II. osztályú területekre 1,5-2 őz, míg a III. osztályú területekre 1,25-1,5 őz tervezhető 100ha-onként az őz számára alkalmas vadászterületeken.
- A MÉM Vadászati és Halászati Főosztály (MÉM 1980) kiadványa az őz minőségének tervezésekor a talajadottságok (laza, középkötött és kötött talaj) és a terület mező- vagy erdőgazdasági művelési jellegétől teszi függővé a golyóra érett bakok számához viszonyított elvárt érmes arányt, amit 10 és 40% közötti értékekben ad meg.
- KŐHALMY (1999) a fenntartható legnagyobb vadlétszám meghatározása során a tervezhető őzlétszámot erdős területekre az erdőterület tömbössége szerint, a „mezei őz” esetében pedig három osztályba sorolt élőhely minőség szerint határozza meg.
- CSÁNYI és RITTER (1999) újszerű megközelítéssel határozta meg az egyes vadgazdálkodási körzetek eltartható őzmennyiségét. A módszer „… a fenntartható vadlétszámot nem a környezet valamely feltételezett eltartóképességi részeleméből vezeti le, hanem az adott vadfaj térbeli eloszlását, mint az eltartóképesség indikátorát kezeli” (CSÁNYI és RITTER 1999: 23. oldal).

Az 1997 és 2006 közötti üzemtervezési ciklus vadgazdálkodási egységeinek átlagos trófeatömeg (9. ábra), szárhossz (10. ábra) és érmes arány (11. ábra) adatainak térképi megjelenítése szintén tükrözi a jelentős területi különbségeket. Az alföldi területeken láthatjuk a nagyobb őzagancsokkal jellemezhető vadászterületeket.

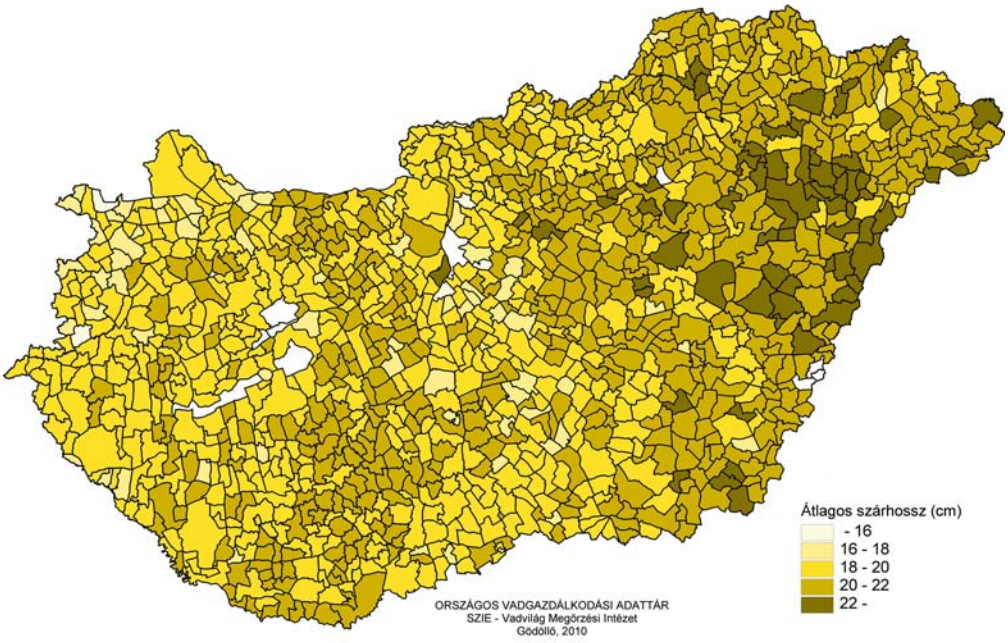
2. táblázat. A megyék minőségi osztályokba sorolása az őzállomány szempontjából

Megye	MÉM (1970) szerinti megye osztályozás*	KOLLER és BERTÓTI (1971) szerinti megye osztályozás
Bács-Kiskun	2-3.	2.
Baranya	2-3.	3.
Békés	1.	1.
Borsod-Abaúj-Zemplén	2-3.	3.
Csongrád	1.	1.
Fejér	1-2.	1.
Győr-Moson-Sopron	2-3.	2.
Hajdú-Bihar	1-2.	2.
Heves	1-2-3.	2.
Komárom-Esztergom	2-3.	2.
Nógrád	3.	3.
Pest	3.	3.
Somogy	2.	3.
Szabolcs-Szatmár-Bereg	2.	3.
Jász-Nagykun-Szolnok	1.	1.
Tolna	2-3.	2.
Vas	3.	3.
Veszprém	3.	3.
Zala	2-3.	3.

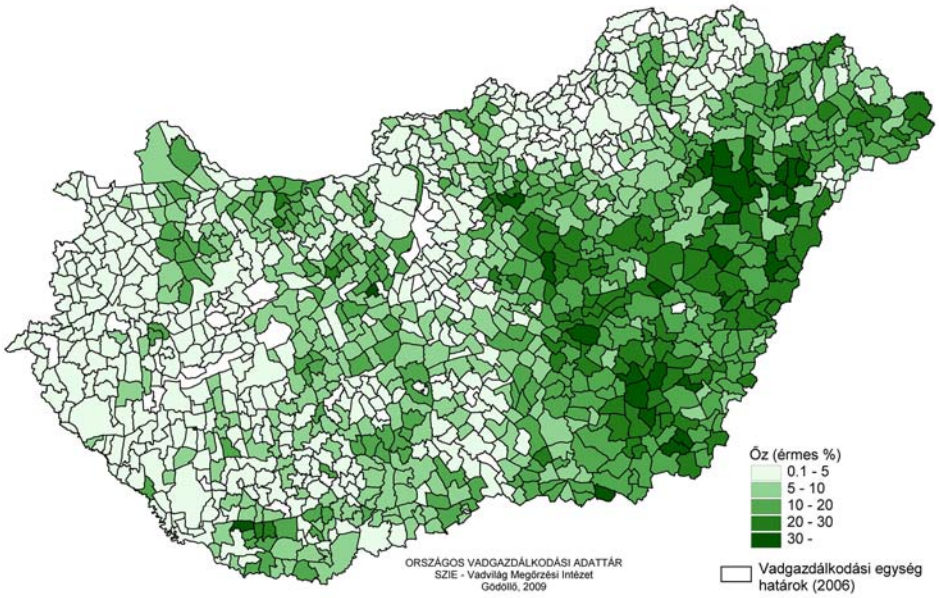
* Egy-egy megye területe több minőségi osztály között lett felosztva, ezekben az esetekben az adott megyét érintő összes minőségi osztály számát feltüntettem a táblázatban.



9. ábra. Az egyes vadgazdálkodási egységek átlagos trófeatömeg értékei az OVA adatai alapján (1997-2006)



10. ábra. Az egyes vadgazdálkodási egységek átlagos szárhossz értékei az OVA adatai alapján (1997-2006)



11. ábra. Az egyes vadgazdálkodási egységek átlagos érmes arány értékei az OVA adatai alapján (1997-2006)

Az őzagancsok nagyságával kapcsolatos területi különbségekre a vadgazdálkodási szakirodalomban számos magyarázat található, amelyek ismertetésére a következő fejezetekben kerül sor.

2.2. Az agancsfejlesztés hormonális szabályozása

Az agancs a szarvasfélék (*Cervidae*) egyik, a hímivarra jellemző ivari bélyege, mely alóli kivételt csak a rénszarvas (*Rangifer tarandus, Linnaeus, 1758*) jelent, mivel esetükben a tehenek is növesztenek agancsot. Az agancs fejlesztése, évenkénti megújítása, mineralizációja, tisztítása és elvetése szoros kapcsolatban áll a szarvasok szaporodási ciklusával. Ez a tény régóta ismert, de a tényleges szabályozási mechanizmus feltárására csak az előző században kezdődtek kutatások (BUBENIK 1990).

Az agancsfejlesztés hormonális szabályozása alapvetően egyforma a mérsékelt égövi szarvasféléknél és szorosan igazodik a szaporodási ciklushoz (párzás szeptember-november között és ellés tavasszal illetve kora nyáron). Ez alól csak az őz kivétel, mivel a többi fajtól eltérően párzási időszaka július – augusztusban van és a hólyagcsíra állapotú embrió fejlődése (4-5 hónapra) decemberig elhalasztódik. Így az ellés májusra és júniusra esik. Ehhez igazodva a bakok ősszel hullajtják és télen növesztik újra agancsukat szemben a többi fajjal, melyek mindezt tavasszal és nyáron teszik meg.

Annak ellenére, hogy több önálló könyv, illetve könyvfejezet (BROWN 1982, GOSS 1983, BUBENIK és BUBENIK 1990, SIM et al. 2001) és számos áttekintő (review) cikk is foglalkozik (FENNESSY és SUTTIE 1985, BUBENIK 1986, BUBENIK és BUBENIK 1986, BUBENIK és BUBENIK 1987, SUTTIE et al. 1998, BUBENIK 1999, BUBENIK 2001, BUBENIK 2002, PRICE és ALLEN 2004, PRICE et al. 2005, BUBENIK 2006) az agancsfejlesztéssel illetve annak neuroendokrin szabályozásával, az egyértelmű összefüggéseket és a hatásmechanizmusokat még nem sikerült teljesen megállapítani. A szarvasfélék agancsciklusában szerepet játszó hormonok főbb hatásait röviden az M2. mellékletben foglaltam össze (LEHOCZKI et al. 2010a).

Összességében az agancsfejlesztésben résztvevő hormonokat 3 alapvető csoportba lehet sorolni (BUBENIK 1990):

1. Az agancsciklus időzítésében, szinkronalitásában résztvevő hormonok (melatonin, prolaktin, ösztradiol).
2. Közvetett hatású hormonok. Hatásuk az általános anyagcserén vagy más hormonok stimulálásán keresztül valósul meg (prolaktin, növekedési hormon, luteinizáló hormon, glükokortikoidok, androgének, tyroxin és trijódtironin, parathormon és kalcitonin).
3. Hormonok, amelyek közvetlen hatást fejtenek ki a célszövetre az agancstövön és a növekvő agancsban (androgének, ösztrogének, szomatomedin - inzulinszerű növekedési faktor, trijódtironin).

2.3. Az agancsfejlesztést meghatározó tényezők

2.3.1. Az őz agancsának növekedése a kor függvényében

Az őz esetében, mint a többi szarvasfélénél is az agancsfejlesztés menetét jelentősen meghatározza az életkor.

A bakgidák 3-4 hónapos korára megjelenő homlokcsonti kidudorodásból novemberre fejlődik ki az agancstő, amelyen kialakul a pár mm-es vagy néhány cm-es gidaagancs. Ennek január-februári elvetése után kezdődik a következő agancs növekedése a bakgida második életévében. A tulajdonképpeni második (május-júniusi tisztítás után) kifejlett agancs szára 15 cm körüli (10-20 cm) és tömege 30-150 grammos is lehet. Az életkor előrehaladtával korábban következik be az előző agancs elvetése (október-november) és az új agancs letisztítása (március-április) is. A bakok harmadik életévében már elvárt a koszorú és az ágak megjelenése, valamint az élőhely függvényében a 200-400 g körüli tömeg (SZEDERJEI 1959, FODOR 1983a, PRIOR 2000, FARKAS 2005).

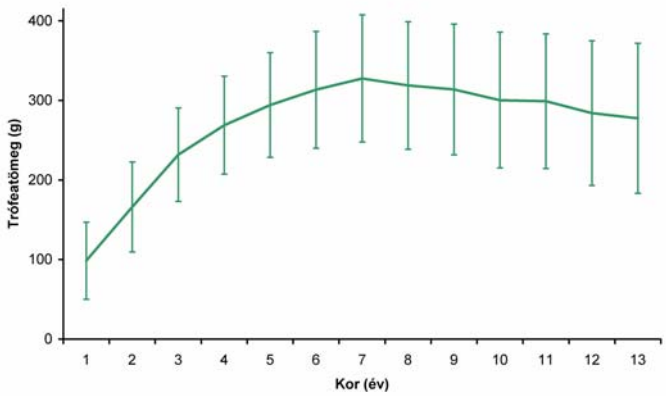
Azzal kapcsolatban, hogy a bakok hány éves korra érik el a maximális agancsméretet (u.n. „kulmináció") jelentős eltéréseket találhatunk a hazai szakirodalomban. SZEDERJEI (1959) 3-5 éves, SZEDERJEI (1971a, 1971b) 9 éves vagy idősebb, FARKAS (2005) trófeabírálói tevékenységének gyakorlata alapján 4-6 éves kort ír. FODOR (1983a) szerint 4-9 éves kor között növesztik a legjobb agancsaikat a bakok, de a maximális méretet (jobb területeken) 5-6 éves korra elérik. A MÉM (1970) kiadványa, hasonlóan KOLLER és BERTÓTI (1971) által publikálthoz 8-9 életévben adja meg a bakok „kulminációs" korát. FODOR (1983a) szerint azonban indokolt lehet a jó agancsú bakok 8-10 éves korig történő kímélete, mert így tudják kifejteni állományjavító örökítő képességüket.

BÁN és FODOR (1986b) az őzbakok becsült kora és az agancsok értékmérői közötti kapcsolat feltárására végzett statisztikai vizsgálatokat, egyrészt az országos adatbázis felhasználásával, másrészt 2 gyenge és 3 jó minőségű őz állománnyal rendelkező terület adataival. Eredményeik alapján az agancssúlyok a területtől függetlenül 9. és 11. életév között érik el maximumukat. Az agancsok térfogata esetében az optimális értékek 11 éves korban jelentkeznek, azonban itt már megmutatkoznak területek közötti különbségek. Az egyik gyengébb minősítésű területnél a 7. életévben találták a legnagyobb térfogatot. A maximális agancsszárhossz értékek 7-9 év között jelentkeznek és itt sincs meghatározó jelentősége a területek közötti különbségeknek. A közölt eredményeik szerint az őzbakok agancsmérete alapján meghatározott optimális kezelési kort

országos szinten 9-10 életévben határozzák meg, bár egyes területeken az ettől való eltérés (7. életév) is indokolt lehet.

A fent hivatkozott közleményekben a „kulminációs kor” illetve „optimális kezelési kor” meghatározása azonban a korbecslés pontatlansága miatt egyik esetben sem tekinthető megalapozottnak, inkább gyakorlati megfigyeléseken alapulónak.

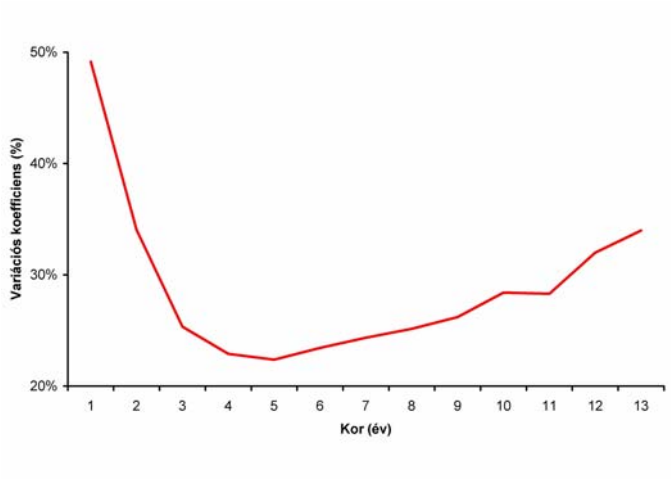
Magyarország 1990 és 2008 közötti trófeabírálati adatbázisának (n= 428 273 db) felhasználásával készített ábra alapján annak ellenére, hogy az átlagokban 7 éves korig látható növekedés, a szórás értékek figyelembevételével a trófeabírálat során megállapított 5.-7. életév reálisabb kornak tűnik, ha a legnagyobb agancstömeg eléréséről beszélünk (12. ábra). A trófeabírálat során rögzített korral kapcsolatban azonban fontos megemlíteni az őz életkorbecslésének pontatlanságát (WHITE 1974, AITKEN 1975, HRABE és KOUBEK 1987, RATCLIFFE és MAYLE 1992, HEWISON et al. 1999, MAROSÁN 2001) illetve a szakmai körökben esetenként elhangzó *szándékos* túlbecslést is. Ha az életkor túlbecslést is figyelembe vesszük akkor a „kulminációt” – a trófeabírálat során meghatározott kor alapján – még fiatalabb bakokhoz köthetjük (4-6 év), szemben a fent ismertetett közleményekben szereplő esetenként sokkal magasabb életkorokkal.



12. ábra. A trófeatömeg változása a bakok trófeabírálat során megállapított korának függvényében az 1990-2008 közötti országos trófeabírálati adatbázis alapján (átlag ± szórás)

Az agancstömegek kor szerinti változásának áttekintéséhez hasznos információt hordoz az életévenkénti átlagok arányában kifejezett szórás azaz a variációs koefficiens (CV) mértéke (LEHOCZKI et al. 2010b). Az 1 éves korban még jelentős 49%-os CV érték, a trófeabírálat során megállapított 2 éves korra 34%-ra, majd 3 éves korra 25%-ra csökken és 8 éves korig 25% alatt is marad (13. ábra). Az első és második életévben a magas CV értékek a jelentős agancsnövekedéshez köthetők illetve itt megmutatkozhat még az anyai hatás és a fiatalok környezeti tényezőkkel szembeni nagyobb érzékenysége is. Ebben a korcsoportban lehet így jelentősége a válogató vadászatnak (selejtezés), amely tevékenység hatása hozzá is járulhat a 3 (4) éves korig megfigyel-

hető csökkenéshez is. A 8 éves kortól ismét megemelkedő variációs koefficiens értékek az öregedéshez (szeneszcencia, VANPÉ et al. 2007) és a környezeti hatásokra való újbóli nagyobb érzékenységhez köthetők (LEHOCZKI et al. 2010b).



13. ábra. Az átlagos trófeatömegek variációs koefficiens értékei a bakok trófeabírálat során megállapított korának függvényében az 1990-2008 közötti országos trófeabírálati adatbázis alapján

A nemzetközi szakfolyóiratokban megjelent közlemények alapján az őz agancsmérete és életkora közötti összefüggések szintén bizonyítottak.

PÉLABON és VAN BREUKELEN (1998) hollandiai őzállomány vizsgálata során az átlagos agancsszárhossz növekedését figyelték meg 6 éves korig, bár szignifikánsan csak az 1 évek és 2 évesek értékei különböztek mind egymástól mind pedig a többi, idősebb életkorú bak agancsméretétől. STRANDGAARD (1972) szintén megállapítja az agancsok élekor függvényében történő változását. VANPÉ et al. (2007) franciaországi és svédországi őzpopulációk esetében a kor meghatározó szerepét mutatták ki az agancs méretében (az agancsok átlagos szárhossz értékét használták az agancsméret indexeként). Az egyik francia területen az abszolút agancstömeg varianciájának 27,5%-át magyarázta az életkor. Az agancs abszolút és relatív (testtömeggel korrigált) mérete is növekedett 7 éves korig, ami után méretbeli csökkenés volt kimutatható. A középkorú bakok egyévesektől és az idősektől (7+ év) is nagyobb agancsát a szaporodásra fordított nagyobb befektetéssel magyarázzák a szerzők. A 8. életévtől megfigyelhető öregedés (szeneszcencia) hatását ezzel a vizsgálattal sikerült először igazolni az őz esetében.

Az őzzel szemben a gímszarvas esetében az életkor és az agancsjellemzők közötti kapcsolatok vizsgálatai teljesebbek. Az őz (*Cervidae* család, *Odocoileinae/Capreolinae* alcsalád) rendszertanilag ugyan a gímszarvastól (*Cervus elaphus, Linnaeus, 1758*; *Cervidae* család, *Cervinae* alcsalád) eltérő alcsaládba tartozik, de a közös elterjedési területből és a vadásznézetek szerinti közeli kapcsolatukból adódóan a gímszarvassal kapcsolatos eredményeket is röviden megemlítem.

Az agancsméretek varianciáját vizsgálva a Rum szigeti gímszarvas állományban azt találták, hogy az életkorhoz köthető a legnagyobb hatás az összes vizsgált környezeti tényező és genetikai hatás közül (KRUUK et al. 2002). A 3 éves és idősebb bikák esetében az agancstömeg variancájának 46,9%-át magyarázza az egyed kora, míg az 5 éves és idősebb egyedeknél ez az érték 32,6% volt. Gímszarvas esetében az életkor meghatározó jelentőségét mutatták ki az ágak száma (Norvégia - MYSTERUD et al. 2005); az ágak száma, a szárhosszak és a körméretek (Spanyolország - AZORIT et al. 2002); a tömeg, a szárhossz és az ágszám (Csehország - BARTOŠ et al. 2007) valamint észak-amerikai gímszarvas (elk vagy wapiti; *Cervus elaphus canadensis, Erxleben, 1777*) vizsgálatakor az ágak száma, a trófeatömeg, a szárhossz és a körméretek (Új Mexikó, USA - WOLFE 1982) esetében is.

Az életkor által meghatározott agancsnövekedést azonban jelentősen befolyásolhatják és térítheti el a várt mintázattól a genetikai és környezeti hatások (DEMARAIS 1998).

2.3.2. Hazai nézetek: genetika vagy környezet?

A trófeák minőségére ható tényezők megítélésében a genetikai tényezők és a környezeti hatások szerepe a különböző hazai szerzők munkáiban eltérő hangsúlyt kap. Az állomány minősége és így a trófeaminőség szempontjából BENCZE (2004) szerint a „hármas szabály” a meghatározó, ami a genetikai sajátosságok, az élőhely minősége és a hozzáértő emberi beavatkozások együttesét jelenti. Az, hogy melyiknek nagyobb a jelentősége az mind a kor szakmai nézetei, mind a szerzők szerint változik. A megfelelő vadgazdálkodási és vadászati gyakorlat jelentőségét sokan kiemelik, ami pl. a szakszerű selejtezéssel és a megfelelő ivararány beállítással valósulhat meg (pl.: MÉM 1970, BERTÓTI 1995).

SZEDERJEI (1959) tételes áttekintést ad a minőséget befolyásoló környezeti tényezők köréről az alábbi bontásban: a) tengerszint feletti magasság, b) domborzati viszonyok, c) kitettség, d) talaj kémiai összetétele, e) talaj fizikai tulajdonságai, f) éghajlati hatás. Majd megállapítja, hogy az ország csaknem minden részében találunk jó őz állományt, így a minőségi különbségek inkább a helyes vadtenyésztéshez köthetők. Az éghajlati változásokhoz kapcsolódóan BERTÓTI (1995) is megjegyzi, hogy a kemény tél és így a rossz áttelelés nagy hatással van a bakok trófeaminőségére.

SZEDERJEI (1969) kísérleteire és megfigyeléseire alapozva jellegzetes eltéréseket talált „erdei”, „erdőszéli” és „mezei” őzállományok között, amelyekben mind az ökológia, mind a genetikai adottságok szerepet játszhatnak. Eredményei alapján megállapítja, hogy az állomány adottságain kívül fontos a ökológiai tényezők figyelembe vétele is, ha minőségi őz populációt szeretnénk kialakítani. FÁBIÁN (1969) szerint azonban mezei – erdei állományok különbségeiben a genetika szerepe túlértékelt. BERTÓTI (1969) kiemeli, hogy az agancs alakulására nem csak az

apa, de az anya örökítő szerepe is hatással van, ami alapján nem csak a bakok, de a suták között is fontos a megfelelő selejtezés.

BENCZE (1961) a környezeti tényezők szerepét hangsúlyozza és a vadállomány és a környezet közötti összhang megteremtésében látja a minőségi állományok lehetőségét. Azonban a genetika és a nem megfelelő vadgazdálkodási gyakorlat jelentősége mutatkozik meg a következő szavaiban: „A kimagasló (sőt világrekord) vadászati értékű őzagancsok mellett a beltenyésztett populációk silány agancsa még ma is gyakran megtalálható.” (BENCZE 1972: 9. oldal). Egy másik megállapítása szerint a jó termőhelyi potenciál mellett van csak lehetőség jó minőségű állomány tartására, mert csak ezeken az élőhelyeken képesek az örökletes tulajdonságok megjelenni a kiváló trófeákban (BENCZE 1979). KOLLER és BERTÓTI (1971) nem a környezeti adottságok és az állomány sűrűségében látják a minőségi különbségek okát, hanem a szaporító törzsállomány minőségében, tenyészértékében és a helytelen vadgazdálkodási gyakorlatban.

A fentiek után fontos megjegyezni, hogy Magyarországon tudományos alapokon nyugvó, az agancsképzéssel kapcsolatos genetikai vizsgálatok nem ismertek (FÁBIÁN 1972). A genetikai tényezők (örökletes alap) hatását a hazai szerzők egy része kellő dokumentálás nélkül hajlamos volt túlhangsúlyozni és a környezeti tényezőket (pl. sűrűségfüggés, állomány hasznosítás mértéke) alulértékelni.

2.3.3. Genetikai adottságok szerepe az agancsfejlesztésben

Az agancsjellemzők örökölhetőségével kapcsolatos ismeretek szélesebb körű bemutatásának érdekében az őz mellett a gímszarvassal és az őz rendszertanilag legközelebbi rokonával a fehérfarkú szarvassal (*Odocoileus virginiaus, Zimmermann, 1780;* őz és fehérfarkú szarvas: *Odocoileinae/Capreolinae* alcsalád) kapcsolatos megállapításokat is összefoglalom. A tudományos vizsgálatok középpontjában elhelyezkedő utóbbi két szarvas-fajjal kapcsolatos eredményeket azért érdemes figyelembe venni, mert más szarvasfélékre is értelmezhető, lényeges megállapítások köthetőek hozzájuk.

A nemzetközi közleményekben egyes szerzők a genetikai adottságok agancsfejlesztésbeli szerepét nem tartják alapvetően meghatározónak. Így GOSS (1983) az örökletes és a tápláltsági tényezők agancsméretre kifejtett hatásának összefoglaló bemutatása során azt a véleményt fogalmazta meg, hogy a kisebb méretű, kevesebb ágszámú trófeák a rosszabb minőségű és mennyiségű táplálékot biztosító élőhellyel hozhatók összefüggésbe. Ehhez kapcsolódnak SUTTIE (1980) eredményei is. Vizsgálata szerint a Skót felföldről származó, ismerten gyengébb agancsokat növesztő gímszarvasok ad libitum takarmányozva a kontinensen élő nagyobb méretű társaikhoz hasonló méreteket értek el.

Ezzel szemben a genetikai adottságok agancsfejlesztésbeli meghatározó szerepének bizonyításáról is megjelentek közlemények. Fontos azonban megjegyezni, hogy a genetikai meghatározottság konkrét méréséhez nagy számú fogságban tartott egyed kontrollált szaporítása, tenyészése szükséges. Ezek a vizsgálatok még nem teljesedtek ki, így a genetikai adottságok fenotípusos megjelenésének értékelései a genetikai és környezeti hatások interakciójával lehetnek terheltek (SCRIBNER és SMITH 1990).

Fehérfarkú szarvasokkal, ellenőrzött körülmények között végzett vizsgálatokat HARMEL (1982) Texasban. Azonos tápláltsági körülmények (ad libitum) közé helyezett bikákat és a trófea jellemzőik örökölhetőségét vizsgálta az első nemzedéken, majd pedig visszakeresztezéssel (apa x lánya) a másodikon. A bikák egyik csoportjára az volt a jellemző, hogy egyévesként csak egy ággal rendelkező agancsot viseltek („spikers", nyársas), ez volt a gyengébb adottságú csoport. Összehasonlításképpen a kísérlet másik felében egy olyan bikát helyeztek az előzőekkel azonos körülmények közé, amely egyéves korában már 3-3 ággal rendelkezett, ez képviselte a jobb adottságú vonalat. A tápláltsági különbségek eltűnése után az agancs minőségbeli különbségek továbbra is megmaradtak. A nagyobb aganccsal rendelkező bika utódai között csak 5%-nyi (visszakeresztezésből 0%), míg a gyengébb bikák utódai között 44%-nyi, a visszakeresztezésből pedig 59%-nyi lett nyársas. Azonos hatás volt tapasztalható más agancs-paraméterek és a testtömeg esetében is. A fiatal és kifejlett kori agancsméretek közötti kapcsolatot OTT et al. (1998) is bizonyította. Hasonló eredményekről számolt be BROWN (1990) is: a jobb adottságokkal rendelkező bikáknak az utódai is jobb agancsjellemzőket mutatnak elsőéves korukban, azonban kiemeli, hogy általánosságban a vizsgálatokba bevont gyengébb egyedekről esetenként nem lehet tudni, hogy az általuk mutatott gyenge agancsnak genetikai vagy esetleg tápláltsági okai vannak.

Az örökletes tényezők szerepét bizonyítják a következő genetikai vizsgálatok is. HARTL et al. (1995a) őzbakokkal végzett vizsgálataikban az első éves bakoknál a genetikai különbségekhez köthetően (enzimeket kódoló lókuszok allél típusait vizsgálva) szignifikáns eltérést mutattak ki az agancsméretekben (az eredmények az idősebb egyedeknél is megmutatkoztak, azonban ezt nem sikerült statisztikailag alátámasztaniuk). Az Mpi^{120} allélre (Mpi: mannose phosphate isomerase) homozigóták szignifikánsan nagyobb, míg a $Pep\text{-}2^{100}$ allélre (Pep: peptidases) homozigóták szignifikánsan kisebb aganccsal rendelkeztek, mint az Mpi és Pep-2 lókuszon az említettektől eltérő allélt hordozó egyedek. Gímszarvasok esetében HARTL et al. (1991, 1995b) szintén bizonyították az eltérő allélek szignifikáns hatását az ágak számára, az agancsszár és a szemág hosszára és körméretekre (szár és koszorú).

Az agancsjellemzők és a heterozigócia (a heterozigócia, mint a genetikai változatosság mértéke, azt jelenti, hogy a lókuszok hány százalékán található, a szülőktől származó eltérő allél) közötti kapcsolatot többen is bizonyították (SMITH et al. 1982, SCRIBNER et al. 1989,

SCRIBNER és SMITH 1990). Az eredményeik alapján fehérfarkú szarvasnál a heterozigócia pozitív szignifikáns kapcsolatot mutat a testtömeggel és különböző agancsparaméterekkel is. Megemlíthető továbbá DITCHKOFF et al. (2001) vizsgálata, amely szerint kapcsolatot mutattak ki az MHC (major histocompatibility complex, fő hisztokompatibilitási komplex) genetikai jellegzetességei és az agancsfejlesztés valamit a testtömeg között. Az MHC-be tartoznak a párosujjú patások legtöbbet kutatott génjei, amelyeknek nagy jelentősége van az antigén felismerésben és immunválaszokban (MIKKO 1999). Azok a fehérfarkú szarvasbikák, amelyek rendelkeztek az MHC-DRB két allél típusával rendszerint életkorfüggően nagyobb agancsot növesztettek.

Az örökölhetőség (öröklődhetőség) számszerűsítésére a h^2 értéket használják, ami meghatározható, mint a genetikai változatosság (variancia) és a fenotípusos változatosság hányadosa (SKOW 1998, DOHY 1999). Mivel őzzel kapcsolatos vizsgálatok ismereteim szerint nem történtek az örökölhetőség számszerűsítésére, így a gím- és fehérfarkú szarvassal kapcsolatos eredményeket és megállapításokat mutatom be röviden.

WANG et al. (1999) szerint farmon tartott észak-amerikai gímszarvasok (elk vagy wapiti) barkás agancsainak adatai alapján az agancs jellemzők örökölhetősége h^2=0,27. Az előzőhöz hasonlóan VAN DEN BERG és GARRICK (1997) is farmi gímszarvasok barkásagancs tömegének örökletességét vizsgálata Új-Zélandon. Az általuk meghatározott érték h^2=0,36. WILLIAMS et al. (1994) fogságban tartott fehérfarkú szarvasokon vizsgálták öt agancsjellemző örökölhetőségét. Az ágak számára h^2=0,22-0,56; a szárhosszra h^2=0,47-0,70; a terpesztésre h^2=0,03-0,43; a körméretre h^2=0,80-0,89 és az agancs tömegre h^2=0,71-0,86 értéket kaptak, amelyek általában magasabbak, mint a többi forrásban közöltek.

Szintén farmi körülmények között tartott fehérfarkú szarvas agancs jellemzőinek (ágszám, terpesztés, tömeg, körméret és szárhossz) genetikai meghatározását vizsgálták LUKEFAHR és JACOBSON (1998). A bikák korának és a vizsgált agancsjellemzőknek függvényében eltérő eredményeket kaptak és a h^2 értékek 0,00-0,43 között változtak. Szabadon élő állományokra csak KRUUK et al. (2002) közöl eredményeket. A Rum szigeti gímszarvas állománnyal végzett vizsgálatai alapján az agancstömeg örökletessége h^2=0,35.

A fenti vizsgálatok alapján bizonyos a genetikai adottságok meghatározó szerepe az agancs-fejlesztésben, azonban az agancs jellemzők esetében meghatározott h^2=0,3 átlagos érték közepes örökölhetőséget mutat (DOHY 1999). Összefoglalva elmondható, hogy a környezeti tényezők (pl. tápláltsági állapot) hatása erősen meghatározza és esetenként elfedi a genetikai adottságok kifejeződésének lehetőségét, így esetünkben az agancsméretet.

2.3.4. Az agancsfejlesztésre ható környezeti tényezők

Az előző fejezetekhez hasonlóan a következőkben is az őz agancsfejlesztésével kapcsolatos ismeretekre koncentrálok, azonban ahol releváns és alapvető megállapításokat más, leginkább fehérfarkú és gímszarvassal folytatott kutatások eredményeztek, azokat is bemutatom.

Annak ellenére, hogy a környezeti tényezők hatását tartják a leginkább meghatározónak a szarvasfélék agancsfejlesztésében, ezen a kutatási területen is számos kérdés megválaszolatlan. Ez adódik abból, hogy a környezeti és a genetikai tényezők hatását nehéz különválasztani. A környezeti tényezők között önmagukban is jelentős kölcsönhatások lehetnek, amelyre számos példát láthatunk a következőkben, így a ténylegesen ható tényezők feltárása vagy az egyes tényezők súlyának meghatározása jelentős problémát okoz. Mindezek mellett területenként is eltérő lehet az egyes tényezők korlátozó vagy támogató hatása. További nehézséget jelent az egyes tényezők megfelelő pontosságú és felbontású mérésének megoldása: ez mind az adott tényezőt jól reprezentáló paraméterek megválasztásában, mind azok számszerűsíthetőségében jelentkezik. Az előbbiek alapján nem meglepő, hogy esetenként ugyanazt a környezeti tényezőt egyszer segítő, míg máskor korlátozó tényezőként emelik ki vagy esetleg meg is kérdőjelezik az agancsméretekre kifejtett hatását.

A környezeti tényezők jelentőségét támasztják alá WANG et al. (1999) vizsgálatai. A gímszarvas barkás agancs tömegének genetikai meghatározottságát vizsgálva a környezeti tényezők meghatározó jelentőségére hívják fel a figyelmet. Hasonlóan LUKEFAHR és JACOBSON (1998) fehérfarkú szarvasok esetében is a környezeti tényezők jelentősségét a genetikai adottságok elé helyezi az agancsméretek változatosságában. Az elkülönítési nehézségekre jó példa PUTMAN (1988) összefoglaló értékelése, aki a környezeti és örökletes tényezők agancsfejlesztésbeli szerepét áttekintve kiemeli, hogy azonos környezeti tényezők között élő egyedeknél a megfigyelt gyengébb agancsot pusztán az örökletes tényezőkhöz kötve hibát követünk el. Ugyanis nem vesszük figyelembe például a szociális szerveződés vagyis a hierarchikus dominancia hatását. A rangsorbeli hely meghatározza a tápláltsági állapotot, ugyanakkor a leginkább fiatalabb egyedekre jellemző alá-fölé rendeltségi viszony évek közötti esetleges változása visszahatással van az egyed tápláltsági állapotára.

A következő alfejezetekben az agancsfejlesztés szempontjából legfontosabb környezeti tényezőket mutatom be az alábbi bontásban: 1. testtömeg és tápláltsági állapot, 2. populációsűrűség, 3. földhasználat és felszínborítás, 4. éghajlati adottságok, 5. parazitáltság, 6. talajjellemzők.

2.3.4.1. Testtömeg és tápláltsági állapot

HYVÄRINEN et al. (1977) szerint már az 1930-as évektől ismert és bizonyított a tápláltsági állapot, a testtömeg és az agancstömeg közötti szoros kapcsolat. FRENCH et al. (1956) több mint 50 évvel ezelőtt megállapították a testtömeg gyarapodásához és agancsfejlesztéséhez szükséges tápanyag szükségletek vizsgálatakor, hogy csak azok a fehérfarkú szarvas bikák növesztenek nagy agancsot, amelyek a megfelelő mennyiségű és minőségi összetételű táplálékhoz jutnak. GOSS (1983) véleménye szerint bőségesen állnak rendelkezésre bizonyítékok arra vonatkozóan, hogy a táplálkozási tényezők jelentős hatást gyakorolnak az agancsnövesztésre. A gyengén táplált szarvasok agancstömege és szárhossza is kisebb. Tehát az alultápláltság hatására nem csak a szarvasok testtömege csökken, de rövidebb szárú és kevesebb ágú agancsot is növesztettek a normálisan tápláltakhoz viszonyítva (CLUTTON-BROCK et al. 1982).

PÉLABON és VAN BREUKELEN (1998) hollandiai vizsgálata alapján az őz esetében az átlagos agancsméret (szárhossz) allometrikus kapcsolatban áll a testtömeggel, tehát nagyobb testtömeghez nagyobb agancsméret társítható. VANPÉ et al. (2007) francia és svéd őzpopulációk esetében is alátámasztotta az agancsméret allometrikus növekedését a test tömegének növekedésével minden korosztály esetében. Azonban a kapcsolat az „öregedő" korosztálynál volt a legerősebb. Eredményeik azt mutatják, hogy az öregedő bakoknál a rosszabb kondíciójú egyedeknek sokkal megterhelőbb az agancsnövesztés, mint a jó kondícióban lévőknek vagy mint a fiatalabb korosztályba tartozóknak.

A testtömeg és az agancstömeg között fennálló allometrikus kapcsolat gímszarvas esetében már régóta bizonyított (HYVÄRINEN et al. 1977). Az utóbbi években MYSTERUD et al. (2005) norvég gímszarvas populáció esetében szintén megállapította, hogy a nagyobb testméretű és tömegű bikáknak nagyobbak az agancsai és több ággal is rendelkeznek. A testtömeg és az agancsméret közötti allometrikus kapcsolatot VAN DEN BERG és GARRICK (1997) farmi körülmények között tartott gímszarvasok testtömege (kg) és barkásagancs tömege (kg) között felállított allometrikus egyenlettel is leírta. A testtömeg (X) és az agancstömeg (Y) viszonyát az $Y = 0{,}21 * X^{1,4}$ egyenlettel adják meg, ami azt is mutatja, hogy az egyed korosodásával, mind a testtömeg, mind az agancstömeg növekszik, de az agancstömeg növekedésének üteme gyorsabb.

FENNESSY és SUTTIE (1985) összefoglalóan mutatja be a táplálóanyag ellátottság hatását az agancsfejlesztésben kiegészítve a hormonális szabályozás elemeivel. A bemutatott vizsgálati eredmények alapján már az agancstő kifejlődése is hamarabb megtörténik a jobban táplált gímbikáknál és ez kihat az első agancs növesztésére valamint az agancselvetés időpontjára is. SUTTIE et al. (1998) megállapításai alapján a hosszú időn át tartó alultápláltság késlelteti

(akadályozza) az agancsnövekedés befejezését is, valószínűleg a tesztoszteron kibocsátásának gátlásával. Továbbá ilyen esetekben az elvetés időpontja is későbbre tolódik (SUTTIE ÉS KAY 1982). Az előzőekhez kapcsolódnak ULLREY (1982) eredményei is, miszerint az 1,5 éves fehérfarkú szarvasbikák esetében a csökkentett energiabevitel hatására, hasonlóan a korlátozott fehérje felvételhez, csökkent az agancs térfogata, szárhossza, körmérete valamint az ágak száma.

A tápláltsági állapot jelentősége már a szoptatási időszakban is megmutatkozik. GÓMEZ et al. (2006b) ibériai gímszarvas (*Cervus elaphus hispanicus, Hilzheimer, 1909*) esetében bizonyította a közvetett kapcsolatot az anyatejjel való szoptatás és az agancs minősége között. Az előnyösebb szoptatási jellemzőkkel elérhető nagyobb testtömeg korábbi agancsnövesztéshez és nagyobb első agancshoz vezet. További közvetlen kapcsolatot mutattak ki az anyatej fehérjetartalma és az első agancs tömege és szárhossza között.

BROWN (1990) az agancsfejlesztés és a táplálkozás, a táplálóanyag ellátás kapcsolatát bemutatva kiemeli, hogy az ásványi anyag ellátottság mellett a táplálék fehérje és energiatartalma is meghatározó. Az agancsépítés (az agancs építéséhez szükséges anyagok felszívódása, metabolizációja és beépítése) mellett a szarvasfélék egyéb életfolyamatai is jelentős mennyiségű energiát igényelnek és mind az energiaigényt, mind pedig annak kielégítését sok környezeti tényező befolyásolja. Így erőkifejtéssel jár a táplálék felkutatása, elfogyasztása, megemésztése, amit tovább módosíthat az élőhely felszínborítási, földhasználati adottsága, a környezet hőmérséklete, a szél sebessége és a hótakaró vastagsága is.

2.3.4.2. Populációsűrűség

KLEIN és STRANDGAARD (1972) dániai őzállomány vizsgálata során megállapították, hogy a populáció sűrűség az elsődleges meghatározó tényező a testtömegre nézve, ami a fent ismertetett test- és agancsméret közötti allometrikus kapcsolat miatt az agancsméret esetében is releváns. Megállapításaik szerint azonban az őz sűrűségét a talajtermékenység, a táplálék ellátottság és a vegetáció típusa (erdő és mezőgazdasági terület aránya) határozza meg. Az, hogy az őznél a populációsűrűség és nem a rendelkezésre álló táplálék mennyisége szabályozza elsődlegesen a testméretet, a territoriális viselkedés következménye. A növekvő sűrűség mellett a csökkenő testtömeget őzbakok és őzsuták esetében is megállapították (VINCENT et al. 1995, MORELLET et al. 2007).

PETTORELLI et al. (2002) franciaországi őzállomány vizsgálatának eredményei alapján arra a megállapításra jutottak, hogy a populációsűrűség a testtömeg varianciájának kb. 35%-át magyarázza. Az őzbakok agancsméretének (szárhossz) változatosságát vizsgálva VANPÉ et al. (2007) franciaországi és svédországi populációk esetében csak a populációsűrűség hatását találták

szignifikánsnak a vizsgált környezeti tényezők közül, és a vizsgált háromból azt is csak egy populáció esetében. Az egyik franciaországi területen az abszolút agancsméret varianciájának 6,7%-át magyarázta a populáció sűrűsége. Egy hollandiai terület őzállományának 18 évnyi (1979-1996) hasznosítási adata alapján PÉLABON és VAN BREUKELEN (1998) a növekvő sűrűség mellett csökkenő testtömeget és agancsméretet (szárhossz) találtak. A korosztályonkénti vizsgálat során a fiatalabb bakok nagyobb érzékenységét mutatták ki. Két hipotézist említenek a sűrűség növekedése és a testtömeg, illetve az agancsméretek csökkenésének magyarázatára. Az egyik a növekvő sűrűség hatására fellépő forráselszegényedés illetve -csökkenés, a másik az emelkedő parazita-fertőzöttség.

Gímszarvasbikák esetében KRUUK et al. (2002) számos, az agancsfejlesztést befolyásoló tényező vizsgálata során arra az eredményre jutottak, hogy a populációsűrűség hatása a agancstömegének varianciájában 12%-os magyarázó erővel vesz részt. SCHMIDT et al. (2001) az egyéves gímszarvas bikáknál alacsony sűrűség mellett nagyobb szárhosszakat mértek, mint magasabb mellett. Az agancs szárhosszának évek közötti változatosságára jelentős hatással volt a populáció sűrűsége, de csak addig, amíg a hasznosítás megszűnésének hatására a létszám jelentősen meg nem emelkedett. Az eltartóképességi állománylétszámnál a teljes sűrűség nem, csak az anya otthonterülete körüli lokális sűrűség volt és egyébként is gyengébb hatással a szárhosszakra. MYSTERUD et al. (2005) norvégiai gímszarvasok vizsgálatával megállapították, hogy a bikák születési évének populáció sűrűsége negatívan hat az ágak számára. A testméret és testtömeg hatásának statisztikai kiszűrése mellett azonban a sűrűségnek nem volt szignifikáns hatása az ágak számára, ami arra utal, hogy a növekvő sűrűség az agancs ágszám „csökkentő” hatását a test kondíciós állapotán keresztül fejti ki.

ASHLEY et al. (1998) fehérfarkú szarvas állományának létszámcsökkentése után kimutatták a testtömeg és az agancsszár körméretének növekedését. Ezzel bizonyították, hogy a vizsgálati terület (Long Point, Erie-tó, Ontario) szarvasbikáinak a szomszédos területekhez hasonlított kisebb méretét nem genetikai különbségek, hanem környezeti stressz okozta, ami a nagy sűrűségnek volt tulajdonítható.

A következő vizsgálat ugyan nem az agancs jellemzők és a populációsűrűség kapcsolatával foglalkozik mégis fontos következtetésekre vezet az egyes környezeti tényezők egymást befolyásoló hatásának bemutatásán keresztül. NUSSEY et al. (2005) a Rum szigeti gímszarvas populáció vizsgálatával a borjak születéskori testtömege és a tavaszi hőmérséklet közötti korábban kimutatott (CLUTTON-BROCK et al. 1982) pozitív kapcsolatot nem tudták igazolni, amit a magas populációsűrűségből adódó okokkal magyaráznak. Véleményük szerint a következő mechanizmusok okozhatják a megváltozott kapcsolatot: (1) A magas sűrűség és így a lecsökkent táplálkozási lehetőségek miatt a tehenek nem kockáztatják a nagy befektetést igénylő nagyobb

tömegű magzatok életben tartását. (2) A magas sűrűség miatt a tehenek kondíciójában meglévő különbségek csökkennek és a legjobb teheneknek is csökken az a lehetőségük, hogy növeljék a magzati befektetést a melegebb tavaszokon. (3) A magas sűrűségből adódó jelentősen megemelkedő legelési intenzitás miatt a melegebb tavaszok sem képesek szignifikánsan nagyobb táplálék mennyiséget produkálni a szarvasoknak.

A környezeti tényezők interakcióját SKOGLAND (1985) megállapítása is alátámasztja. Eszerint a növekvő populációsűrűség a sűrűség-független tényezők hatását is felerősíti, így ilyenkor a zord időjárás is nagyobb hatást gyakorol a populációra.

A fentiek alapján megállapítható, hogy a környezeti tényezők kölcsönhatásban állnak egymással, így az egyik hatása akár olyan erős is lehet, hogy a másik pozitív vagy negatív befolyásoló hatása nem is képes megjelenni a vizsgált változón (pl. születéskori testtömeg vagy agancsméret).

2.3.4.3. Földhasználat és felszínborítás

A felszínborítási és földhasználati tényezők alapvetően a rendelkezésre álló növényi táplálék összetételének, minőségének és mennyiségének meghatározása miatt fontosak, azonban emellett a különböző minőségű búvóhelyek biztosításán keresztül az időjárási hatások és az emberi zavarás hatásának kiküszöbölésében is megmutatkozik szerepük (BENCE 1972, FARAGÓ és NÁHLIK 1997). Továbbá az őzbak esetében, alapvetően mezőgazdasági művelés alatt álló területeken bizonyos élőhelyszerkezeti elemek, mint ligetes erdők, kisebb erdős foltok és erdősávok fontos szerepet játszanak a területhasználatában, territoriális időszakban „birtokhatárként” szolgálhatnak (CSÁNYI et al. 2006).

KLEIN és STRANDGAARD (1972) Dániában a rosszabb talajadottságú erdősültebb területen nagyobb testtömegű őzeket, míg a mezőgazdasági területekkel és hosszabb erdőszegély aránnyal (de kisebb erdőterület aránnyal) jellemezhető jó talajadottságú területen kisebb méretű őzeket találták. A nem várt eredmények magyarázataként szolgálhat az erdősültebb, rosszabb talajú területek kisebb őzsűrűsége és a rendelkezésre álló táplálék jobb minősége. A gyengébb talajok, amelyek mezőgazdasági művelésre nem alkalmasak, az adott élőhelyi tényezőkhöz alkalmazkodott növényekkel jellemezhetőek, amelyek jó minőségű táplálékot jelentenek az egyébként is kisebb létszámú őzpopulációnak. A rendelkezésre álló táplálék mennyisége és minősége meghatározza a bakok territóriumainak és otthonterületeiknek méretét. A kialakítható territóriumok és otthonterületek számát azonban az befolyásolja, hogy milyenek az adott terület felszínborítási viszonyai, búvóhelyei.

PETTORELLI et al. (2002) franciaországi őzeknél nagyobb testtömeget találtak a gazdag aljnövényzetű tölgyerdőben, mint a szegényes aljnövényzetű bükkösben. Eredményeik alapján az élőhely és a születési év adottságainak hatása az őzek testtömegének varianciájából 40%-ot magyarázott. Ezzel szemben VANPÉ et al. (2007) francia és svéd őz populációk vizsgálatának eredményei alapján sem a rendelkezésre álló tölgymakk mennyisége (jó vagy rossz tölgymakk termésű év), sem az élőhely minősítése (jó vagy rossz) nem volt hatása az őz agancsméretére. Ezzel szemben az erdők korának befolyásoló hatását mutatta ki LOUDON (1987) angliai és skóciai területen a testtömeget vizsgálva. A fiatalabb korú (<15év) erdőállományban a suták testtömege 12%-kal nagyobb volt, mint a 25-50 éves erdőkben, amit a faállományok záródásával hozott összefüggésbe. A suták testtömegében megfigyelt eltérések valószínűleg a bakok testtömegében is jelentkeznek és összefüggésbe hozhatók az agancsméretekkel. SUGÁR et al. (1983) három magyarországi őzállomány összehasonlítása során testtömegbeli eltéréseket találtak az élőhely függvényében. A legnagyobb értékeket a mezei (Pitvaros, erdőarány 1%), legkisebb értékeket az erdei (Babat, erdőarány 83%), míg közepes értékeket az átmeneti élőhelyen (Ásotthalom, erdőarány 10%) mértek. Hasonlóan kisebb zsigerelt testtömeget talált SUGÁR (1979) erdei élőhelyről származó sutáknál és gidáknál szemben a mezei élőhelyről származókkal. HEWISON (1996) Nagy-Britannia 15 eltérő élőhelyi adottságok közül származó őzállományának vizsgálatakor is megállapított testtömegekben meglévő különbségeket a suták esetében.

A felszínborítás agancsfejlesztésbeli jelentőségét bizonyítják az alábbi gím- és fehérfarkú szarvassal végzett vizsgálatok is.

KRUUK et al. (2002) a Rum szigeti gímszarvas állományban az agancstömeg örökletességét és a környezeti tényezők hatását vizsgálva az évek hatásától külön kezelt „állandó környezeti tényezők” által magyarázott varianciát 24,1%-ban adták meg az életkor figyelembevétele nélkül (az életkor figyelembevételével 16%-os értéket kaptak). Vizsgálataikban az „állandó környezeti tényezők” közé sorolják az eltérő otthonterület méretet és minden olyan környezeti tényezőt, amely hosszantartó hatással lehetett az agancsfejlesztésre, így a felszínborítási jellemzők hatása is ebben a változóban jelentkezett. MYSTERUD et al. (2002) Norvégia dél-nyugati részén vizsgálták a gímszarvas állomány és az élőhely változása közötti összefüggéseket. Eredményeik alapján a mezőgazdasági művelésben bekövetkező változások kedvezően hatnak a gímszarvas testtömegére, köszönhetően a növekvő arányú legelőknek.

STRICKLAND és DEMARAIS (2008) Mississippi állam (USA) fehérfarkú szarvas állományának agancs mérete és az egyes régiók felszínborítási információi között kerestek kapcsolatot. Az „élőhely struktúrája”, amelyet diverzitás indexszel és szegélyhossz indexszel adtak meg kisebb szerepet játszik az agancsméret változatosságában, mint az „élőhely összetétele”, amely az egyes vegetációtípusok arányát mutatta. A mezőgazdasági területek és a legelők aránya mindig

pozitív, míg a tűlevelű erdők aránya mindig negatív hatással volt az agancsméretre. Az „élőhely struktúrájának” gyenge magyarázó ereje azonban nem jelenti azok szerepének kisebb jelentőségét. A változatosabb élőhelyek stabilabb környezetet jelentenek, de a nagyobb homogén jó vagy a homogén és rossz élőhelyek között (mezőgazdaság vs. fenyőerdő) az agancsméretek különbségei könnyebben kimutathatók. Továbbá a szegélyek sokat hangoztatott szerepét sem sikerült kimutatniuk, amit azzal magyaráznak, hogy a szegélyek hosszánál sokkal fontosabb az, hogy milyen vegetációtípusok között találhatók.

2.3.4.4. Éghajlati adottságok

Az éghajlati adottságok és meteorológiai viszonyok jelentik talán azt a legmeghatározóbb környezeti tényezőt, amelyeknek évenként nagyon eltérő hatása lehet a szarvasfélék agancsfejlesztésére. Jelentős különbségek mutatkoznak azonban azon éghajlati tényezők körében, amelyek hatását igazolni is sikerült az egyes szarvasfélék illetve az egyes élőhelyek függvényében.

CSÁNYI és SONKOLY (2003a, 2003b, 2003c) Magyarország őzállományának agancstömege és a meteorológiai tényezők kapcsolatának vizsgálatával bizonyította a téli időjárás meghatározó szerepét az őz agancsfejlesztésében. Főleg a tél második felének éghajlati adottságai voltak hatással az őz agancstömegére. A januári, februári és márciusi alacsony átlagos hőmérséklet, az esős és havas valamint a hótakarós napok magas száma kisebb trófeatömeget eredményez. VON EIBERLE (1987) a testméretek függvényében eltérő eredményeket kapott: a téli átlagos hőmérséklet nem volt szignifikáns hatással a nagyobb testtömegű őzbakok agancsméretére, azonban a kisebb testtömeggel rendelkezőknél az agancstömeg szignifikáns pozitív kapcsolatot mutatott az átlagos havi hőmérsékletekkel decembertől márciusig. Ezzel bizonyítást nyert, hogy a nagyobb testméretű bakok kevésbé érzékenyek a szélsőséges téli hőmérsékletre a kisebb méretű társaikhoz viszonyítva. A fentiekkel ellentétben VANPÉ et al. (2007) francia és svéd őz populációk agancsmérete és az értékelt meteorológiai jellemzők között nem találtak összefüggést. A nyári (június-augusztus) csapadékmennyiség és átlagos hőmérséklet felhasználásával képzett indexet használták a következő évi agancsméretekkel való összevetésre, mivel feltételezték, hogy a következő évi, január-márciusban zajló agancsépítésre hatással vannak. Téli éghajlati adatokat nem használtak, mert előzetes vizsgálataik alapján azoknak semmilyen hatását nem tudták igazolni az őzbakok morfológiai jellemzőire. Hasonlóan PETTORELLI et al. (2002) sem találtak összefüggést az őzek testtömege és a május-júniusi csapadék mennyisége között.

Norvégiában MYSTERUD és ØSTBYE (2006) szintén a klimatikus tényezők hatását vizsgálták az őz esetében, és a testtömeggel való összefüggéseiket keresték. Eredményeik alapján a márciusi hótakaró vastagság negatívan korrelált a testtömeggel, a márciusi hőmérséklet hatása is

negatív volt, de nem volt szignifikáns. Ez alapján az északi vidékeken is a téli időszak a leginkább kritikus az őz szempontjából.

2.3.4.5. Paraziltság

A parazita-fertőzöttség és az agancsfejlesztés közötti kapcsolat vizsgálatáról szóló közlemények főbb eredményei és megállapításai a szarvasfélékre általánosságban érvényesek lehetnek, így a következőkben az őz mellett más szarvas fajokkal végzett vizsgálatok eredményeit is bemutatom.

A különböző betegségek közül a parazita-fertőzöttség mértéke a leginkább vizsgált tényező, amelynek feltételezhető az agancsfejlesztésben megmutatkozó szerepe is. KIRÁLY (2009) magyarországi őzállományok orr-garatbagócs fertőzöttségének vizsgálata alapján megállapítja, hogy a bakok bagócsosságának mértéke nem befolyásolta sem a testtömeget, sem az agancstömeget. DEMARAIS et al. (1983) nem tudtak egyértelmű kapcsolatot kimutatni a fehérfarkú szarvas állományok testtömege valamint a bikák agancsszár körmérete és az egyedben lévő paraziták száma között. A paraziltság és agancsméretek közötti kapcsolat hiányát mutató eredmények nehezen értelmezhetők, főleg ha az agancsra, mint extra produktumra gondolunk, amelynek a fejlesztése jelentős erőforrásokat igényel az állati szervezettől. Az eredmények magyarázatául szolgál azonban, hogy bizonyos szintű parazita-fertőzöttséget egy egyébként egészséges és jó kondícióban lévő egyed el tud viselni (lásd SUGÁR 1979, 1980, 1994). A parazita és a gazdaszervezet között ugyanis létrejött szoros alkalmazkodás egyensúlyi helyzetet teremt, ami abban nyilvánul meg, hogy a gazdaszervezet védekező erői egy szinten túl nem befolyásolják a parazitát és az élősködő sem károsítja túlzottan a gazdaszervezetet. Csak ha ez az egyensúlyi helyzet valamilyen egyéb okból kifolyólag felborul (például jelentős táplálékhiány miatti kondíció romlás vagy vadfajok fogságban tartása nem megfelelő tartástechnológiával), akkor válik az élősködő a gazdájára nézve károssá (KOTLÁN és KOBULEJ 1972). Összességében a betegségek megelőzése SUGÁR (1993) szerint megfelelő élőhely- és állománygazdálkodással megoldható.

CÔTÉ és POULIN (1995) szerint is növekszik a parazita-fertőzöttség a sűrűség növekedésével, sőt MAUBLANC et al. (2009) zártkerti őzállománnyal végzett vizsgálataik eredményei alapján megállapítják, hogy a parazita-fertőzöttség hatása jelentős elhullással a populáció összeomlását is okozhatja megelőzve ezzel az egyéb sűrűségfüggő jegyek negatív hatásának megjelenését, mint például a táplálékhiány.

Más vizsgálatokban azonban igazolták a parazita-fertőzöttség negatív hatását az agancsfejlesztésre. Így MULVEY és AHO (1993) fehérfarkú szarvas bikáknál a amerikai nagymájmétellyel (*Fascioloides magna*) való fertőzöttség foka és a testtömeg valamint az agancs

ágszáma között negatív kapcsolatot találtak, különösen a fiatalabb egyedeknél. DITCHKOFF et al. (2001) vizsgálataikban negatív kapcsolatot mutattak ki a bélférgek teljes száma és az agancsméret között. Azonban a kullancs fertőzöttség mértéke és az agancsméret, valamint a testtömeg között pozitív kapcsolatot találtak. Magyarázatuk szerint az agancsméret és a paraziltság közötti pozitív kapcsolat lehet a nagyobb testméret velejárója, mivel nagyobb méretű állaton abszolút mértékben több parazita lehet, mint a kisebben. Ehhez hasonlóan SMITH (1998) egy észak-amerikai gímszarvas populáció vizsgálatakor kimutatta, hogy az életkor függvényében a nagyobb agancsú bikák rühatka fertőzése jelentősebb volt, mint a kisebb aganccsal rendelkezőké.

VICENTE et al. (2007) makroparazita (*Elaphostrongylus cervi*, Nematoda) és mikroparazita (*Mycobacterium tuberculosis*, TBC) fertőzöttség fokát vizsgálták gímszarvas populációkban. Eredményeik alapján az *E. cervi* fertőzöttség foka negatívan korrelált az egyed kondíciójával (vesezsír index) és a szarvassűrűséggel. A negatív kapcsolatokat azzal magyarázzák, hogy a jobb kondíciójú egyedek többet áldozhatnak és áldoznak is a paraziták elleni védelemre, a növekvő sűrűséggel kapcsolatos nem várt eredményt szintén a kondícióra vezetik vissza, mivel vizsgálati területükön a kondíció pozitív kapcsolatban van a sűrűséggel köszönhetően az intenzív kiegészítő takarmányozásnak vagyis az eltartóképesség mesterséges növelésének. A TBC fertőzöttség esetében pozitív kapcsolatot találtak a sűrűséggel. Ez esetben a gazdaszervezetek nagyobb sűrűségből adódó megnövekedett találkozási illetve érintkezési valószínűségével magyarázzák az eredményt, amit fokozott az etetőhelyeken az egyedek további koncentrálódása miatt. Magyarországon KOVÁCS (2010) végzett vizsgálatokat gímszarvas populációkban előforduló *E. cervi* fonálféreg ökológiai viszonyairól. Eredményei alapján a fonálféreg fertőzöttsége a borjak tápláltsági állapotát nem befolyásolta.

2.3.4.6. Talajjellemzők

A talajjellemzők általános meghatározó jelentősége a vadgazdálkodásban már régóta ismert. A talaj legjelentősebb hatását a táplálkozási viszonyok meghatározásán keresztül fejti ki a vadonélő fajokra (BAILEY 1984), mivel a táplálék mennyisége és minősége szoros kapcsolatban van a talajjal, annak fizikai és kémiai tulajdonságaival (FULLER és AMUNDSEN 1987, SOLON et al. 2007, DIEHL et al. 2008). Ezt igazolta JONES et al. (2008) közleménye is, amelyben 5 talajadottságaikban különböző régióban vizsgálták a fehérfarkú szarvas táplálékául szolgáló növényfajok nyersfehérje tartalmát és egy növényfaj kivételével különbségeket találtak a tavaszi minták fehérjetartalmában. Eredményeik szerint a potenciális tápanyag ellátottsági szintben megmutatkozó regionális különbségek elegendőek ahhoz, hogy hatásuk jelentkezzen többek között a testtömeg gyarapodásban.

Ezen az általános (de alapvető) kapcsolaton túl a vadbiológiához és a vadgazdálkodáshoz kapcsolódó kutatásokban a talaj más vonatkozásokban is szerepel. Így például MYSTERUD (2006) megállapította, hogy a talaj termékenység egy az ökoszisztéma tényezői közül, amely befolyásolja a túllegelés valószínűségét. A talajoknak a vadkár mértékére gyakorolt hatását DE JONG et al. (1995) is említik. Eredményeik szerint a gyengébb talajtulajdonságú területen nagyobb mértékű károsítás figyelhető meg.

A ténylegesen az agancsfejlesztéshez kapcsolódó vizsgálatok nagyrészt Észak-Amerikából származnak. Így a jobb talajtermékenységű területekhez köthető jobb agancsminőség SWEET és WRIGHT (1952a, b) valamint DUNKENSON és MURPHY (1953) munkáiban is meghatározásra került. WAER (2001) Alabama fehérfarkú szarvas állományán végzett vizsgálatában megállapította, hogy a különböző talajadottságú területeken eltérő a szarvasok agancsának ágszáma és a testtömege. A talaj minősége és a szarvas testtömege közötti kapcsolatot mások is bizonyították. SMITH et al. (1975) pozitív korrelációt talált a fehérfarkú szarvas testtömege és a talajok termékenységi osztályai között. Meg kell jegyeznem, hogy a testtömeggel kapcsolatos eredmények is összefüggésbe hozhatóak az agancsmérettel, mivel több esetben is bebizonyosodott, hogy az agancs mérete allometrikusan növekszik a testtömeggel (VANPÉ et al. 2007, GASPAR-LÓPEZ et al. 2008).

Az általános talaj állapoton túl az egyes kémiai elemek talajbeli koncentrációjának jelentőségét vizsgálva JACOBSON (1982, 1984) pozitív korrelációt talált a foszfor, a kálium, a magnézium és a kalcium talajbeli értékei valamint a szarvasok testtömege és az egyévesek agancsmérete között. Hasonlóan JONES és WEEKS (1998) valamint JONES (2002) borjakkal végzett vizsgálatai alapján hangsúlyozza a talajok ásványi elemtartalmában meglévő különbségeket, amikor testtömegbeli eltéréseket mutatott ki két fehérfarkú szarvas állományban. MYSTERUD et al. (2005) norvégiai gímszarvas populáció agancs ágszámának vizsgálatakor a környezeti tényezők között vizsgálták az élőhelyek altalajának átlagos kalcium tartalmát, de szignifikáns hatását nem tudták kimutatni. Szerintük ez vagy azt jelenti, hogy a vizsgálati területükön nem annyira befolyásolóak az ásványi anyagok vagy a felhasznált adatok túl durva felbontása okozta a kimutatható kapcsolat hiányát.

Az utóbbi években nagy számú és nagy mintaterületre vonatkozó alapadatok felhasználásával STRICKLAND és DEMARAIS (2000) általános talaj jellegzetességek figyelembevételével illetve STRICKLAND és DEMARAIS (2006) specifikus talaj tulajdonságok felhasználásával (mint talaj pH, szervesanyag-tartalom, térfogattömeg és a felhasználható/elérhető vízkapacitás) vizsgálta a fehérfarkú szarvas test- és agancsméretbeli változatosságát. STRICKLAND és DEMARAIS (2000) a Mississippi vidékén folytatott kutatásaiban kimutatta, hogy a legnagyobb agancsok a legtermékenyebb talajjal jellemzett régióból származtak. A

korosztályonkénti összehasonlítások alapján azt is megállapították, hogy a talaj minősége nem csak az agancsnövekedés kezdeti ütemére hat, hanem arra is, hogy az agancs mérete mikor éri el a maximumát. A gyengébb talajokon néhány évvel hosszabb időre van szükség a maximális agancsméret eléréséhez. Az agancs méretekhez hasonlóan a testtömeg esetében is kimutatták a pozitív kapcsolatot a talaj termékenységével. STRICKLAND és DEMARAIS (2006) a specifikus talajtulajdonságok felhasználásával felállított modellel ugyanannyi varianciát tudtak magyarázni az átlagos agancsméret és az átlagos zsigerelt testtömeg értékekben, mint amennyit az általános talajtulajdonságok alapján.

A talajjellemzők hatásának ismeretére és vadgazdálkodási gyakorlatban való alkalmazására hívják fel a figyelmet STRICKLAND et al. (2001) az USA-ban végzett munkájukban. Fehérfarkú szarvassal végzett vizsgálataik igazolták, hogy az agancs-alapú szelektív hasznosítási kritériumok használatakor, amelynek célja az agancsméret növelése, fontos figyelembe venni az adott terület talajadottságait is.

A talajtulajdonságok meghatározó szerepe a magyar szakmai közleményekben is gyakran megfogalmazásra került.

SZEDERJEI (1959) a talaj kémiai összetételét és „geológiai alakulatát" a táplálékul szolgáló növényzet kémiai és florisztikai összetételében betöltött szerepe miatt tartja meghatározónak. „Ahol a talaj és a belőle táplálkozó növényzet sok meszet és foszfort tartalmaz, ott jobban megvan az alapfeltétele az erős csontrendszer kiépítésének és a jó agancs felrakásának…" (SZEDERJEI 1959: 18. oldal). A talaj fizikai tulajdonságainak szerepe pedig a testtömeg befolyásolásában jelentkezik. Megállapítása szerint hazánk területén általában a homokos talajon élő őzek lesznek súlyosabbak (Hajdú-Bihar, Szabolcs-Szatmár-Bereg és Fejér megye homokján nagyobb a testtömeg, mint Győr-Moson-Sopron, Vas és Veszprém megye kötöttebb talaján). Azonban azt is megjegyzi, hogy például Békés megyében, ahol a laza és a kötött talajok találkoznak és az egyéb körülmények azonosan, ott nem talált lényeges különbséget az átlagos testtömegben. BENCZE (1979) a talaj termőképességének jelentőségét írja le. Azokon a mezőgazdasági területeken, ahol a talaj minősége a maximális terméseredmények elérését teszi lehetővé ott képes az őz agancsfejlesztési készsége leginkább megmutatkozni. Egy korábbi közleményében kiemeli a táplálékul szolgáló növények makro- és mikroelem ellátottságának jelentőségét, amelyben, mint forrásnak a talajnak is nagy jentőséget tulajdonít (BENCZE 1971).

SZENES (1980, 1986) vizsgálatai alapján az alábbi sorrendet állította fel az egyes talajtípusok között az őztrófea átlagtömegek alapján: legnagyobb agancstömeget a vályogtalajokon mért, ezt követte az agyagtalaj, a homoktalaj és a szikes talaj, majd az erdőtalaj zárta a sort.

BÁN és FODOR (1979, 1980, 1986a) számszerűsített talajjellemzők és az őztrófea-értékmérők vizsgálatát végezte el az 1958 és 1977 között elbírált őztrófeák alapján. A vizsgálatba

csak a jó és a közepes minősítésű vadászterületek adatait használták fel, az átlagosnál rosszabb területek adatait kizárták az elemzésből. A talajjellemzők közül a talaj fizikai féleségét, a talajértékszámot illetve a talajok kémiai tulajdonságait használták fel és vetették össze az agancssúly, az agancstérfogat, az agancsszárhossz és a nemzetközi összpontszám értékekkel.

Eredményeik (3. táblázat) értékelése során megállapították, hogy az őztrófea értékmérők és a fizikai talajféleség között „aránylag szoros összefüggés található" (BÁN és FODOR 1986a: 62. oldal). A vályog-, agyagos vályog- és agyagtalaj esetében találhatóak a legjobb agancsok és ezek közül is a nem karbonátos vályog és karbonátos agyagos talajokon fejlődnek a legjobb trófeák. A talajminőség esetében (a legtermékenyebb talajhoz viszonyított) 30 és 90%-os termékenységi mutatók (talajértékszámok) között találhatóak a legjobb agancsok, de szoros összefüggést nem sikerült kimutatniuk. Megjegyzésük szerint ezen összefüggés hiányának megállapítása a jövő feladata. A talajok kémiai összetevőinek vizsgálata alapján a következő megállapításokat teszik: az agancssúly és a talajok mész- és foszfortartalma között „igen szoros", a mangán és nátrium esetében már lazább a feltárt összefüggés, míg a többi elem hatása nem igazolódott. A szárhossz alakulására igen nagy hatással van a talaj nátrium-, illetve közepes hatással van a mésztartalma. A többi vizsgált elem esetében nem mutatható ki kapcsolat.

Azonban a statisztikai elemzéseik főbb mutatóinak áttekintése alapján (3. táblázat) fontos megjegyeznem, hogy a szerzők által közölt értékelésük túlzó és több esetben alá sem támasztható a vizsgáltok számszerű statisztikai eredményeivel (pl.: lásd a korrelációs koefficiensek és a valószínűségi szintek értékeit).

3. táblázat. Az agancsértékmérők és a talajjellemzők összefüggés vizsgálatainak fontosabb statisztikai mutatói BÁN és FODOR (1986a) eredményei alapján

Talajjellemző	Agancssúly	Agancsszárhossz	Agancstérfogat	Nemzetközi pont
Fizikai talajféleség	r=0,04; P<0,20	r=0,04; P<0,20	r=0,01; P<0,20	r=0,02; P<0,20
Talaj-minőség	r=0,12; P<0,10	r=0,07; P<0,20	r=0,09; P<0,20	r=0,10; P<0,10
Összsó tartalom	nincs összefüggés	nincs összefüggés	---	---
$CaCO_3$ tartalom	r=0,25; P<0,02	r=0,16, P<0,10	---	---
P tartalom	r=0,19; P<0,05	nincs összefüggés	---	---
Mg tartalom	nincs összefüggés	nincs összefüggés	---	---
Na tartalom	r=0,17; P<0,10	r=0,21; P<0,05	---	---
Mn tartalom	r=0,16; P<0,15	nincs összefüggés	---	---
Cu tartalom	nincs összefüggés	nincs összefüggés	---	---
Zn tartalom	nincs összefüggés	nincs összefüggés	---	---

2.4. A jód a környezetben és a táplálékláncban

Az állatok által táplálékkal és ivóvízzel felvett jód mennyisége (WHITEHEAD 1985) a környezet és leginkább a talaj jódtartalmától függ (WHITEHEAD 1984, ANKE et al. 1995, WHITE és ZASOSKI 1999). A talaj és a víz alacsony jódtartalma tükröződik a növényekben és a táplálékláncban (WHITEHEAD 2000) és esetenként jódhiányt okoz az állatokban (SINGH et al. 2002) és emberben (KARMARKAR et al. 1974). Az állatok számára a legjelentősebb jódforrás a táplálék és az ivóvíz, azonban a talaj közvetlen elfogyasztásának (geophagy vagy geophagia) és a jód közvetlenül az atmoszférából történő felvételének esetenkénti szerepét szintén kimutatták (WHITEHEAD 1985, 2000).

A talajok jódtartalmára szintén sok tényező hat. Így meghatározó jelentőségű az óceántól mért távolság (mivel az óceánok vize jódban gazdag), a jellemző szélirány (az óceánok feletti magas jódtartalmú légtömegek szárazföldre mozgatása), csapadék mennyiség és intenzitása (egyrészt pozitív hatása van a légköri jód talajra kerülésével, másrészt negatív a kimosódás esélyének növelésével), a kimosódás/kilúgozódás és a párolgás mértéke valamint a talajképző kőzet jódtartalma (WHITEHEAD 1974, ANKE et al. 1995, YUITA et al. 2005). A talaj kimosódás és párolgás elleni jód megtartó, megkötő képességét annak szerves anyag valamint alumínium és vasoxid tartalma illetve a talaj-mikroorganizmusok biomasszája, továbbá a talaj pH értéke, hőmérséklete és nedvességtartalma határozza meg (WHITEHEAD 1973a, BORS és MARTENS 1992, RENGEL et al. 1999). Továbbá a jód biológiai hozzáférhetőségét a talaj szerves anyag és agyag tartalma, pH-ja és a jód kémiai formája befolyásolja (WHITEHEAD 1975).

Bár számos tényező befolyásolhatja a növények jódtartalmát is, a talaj és a növények jódtartalma közötti kapcsolatot egyértelműen bizonyították (ANKE et al. 1995), de az atmoszféra is lehet közvetlen forrása a jódnak a növények esetében is (WHITEHEAD 1984). A jód esszenciális volta a növények esetében nem bizonyított, ezzel szemben a növények akkumulálják a felvett jódot (SZABÓ et al. 1993). A növények jódtartalmát legnagyobb mértékben a környezet jódtartalma határozza meg (WATKINS és ULLREY 1983a, WHITEHEAD 1984), azonban mindemellett jódtartalombeli különbségeket figyeltek meg az egyes növényi részek között (magasabb a levélben és a szárban, mint a termésben, magokban), valamint kisebb mértékben az egyes növényfajok között (WHITEHEAD 1973b, MACKOWIAK és GROSSL 1999, ZHU et al. 2003).

A megfelelő jódtartamú növényi táplálék elfogyasztásakor azonban még mindig előfordulhat jódhiány az állatokban. Ezt goitrogéneknek nevezett anyagok okozhatják, amelyek jellemzően egy-egy növényfajhoz köthetők (főleg *Brassica* nemzetség) és a pajzsmirigy működésére vannak negatív hatással (WHITEHEAD 2000, TRIPATHI és MISHRA 2007). A

glükozinolát mellett, amely egy kéntartalmú másodlagos növényi anyagcsere vegyület más antagonistái is ismertek a jódnak, így a cianidból származó vegyületek főleg a lóherében. Illetve a kalcium, a nátrium, a kobalt valamint a fluorid és a klorid túlzott bevitele is pajzsmirigy működési rendellenességekhez vezet. Ezzel szemben a szelén esetében a hiánya az, ami negatív hatást gyakorolhat a pajzsmirigy hormonok előállítására (UNDERWOOD 1977, WHITEHEAD 2000, TRIPATHI és MISHRA 2007).

Az állati szervezetben a jód legnagyobb jelentősége a pajzsmirigyben termelődő két jódtartalmú hormon előállításában van és tulajdonképpen ez határozza meg az anyagcserében betöltött szerepét (UNDERWOOD 1977, SZABÓ et al. 1993). Az állati szervezet jódtartalmának kb. 85%-a található a pajzsmirigyben, 9%-a a vérben és zsigerekben, 2-5%-a az izmokban és zsírszövetben és 2%-a a csontozatban. A sertés-, szarvasmarha- és juhhús átlagos jódtartalma 1,6-16 µg/kg (ppb) közötti (SCHÖNE és RAJENDRAM 2009), míg a gímszarvas agancsának jódtartalma 0,3-1 mg/kg (ppm) körüli értéket mutat (saját vizsgálat).

A pajzsmirigy megfelelő működésének egyik meghatározó előfeltétele a szükséges mennyiségű jód biztosítása az állatok számára, tehát a szükséges mennyiségű jódnak rendelkezésre kell állnia az állatok által felvett táplálékban és ivóvízben (UNDERWOOD és SUTTLE 1999).

A pajzsmirigy hormonok metabolizmus-serkentő hatásának jelentőségét a kecskék és a juhok termelékenységében (pl.: testtömeg-gyarapodás, a gyapjú és a szarv növekedése) többen is kimutatták (POTTER et al. 1980, PATTANAIK et al. 2001) és bizonyított hatásuk a szaporodási ciklusok szezonális kifejeződésében is (VIGUIÉ et al. 1999). Továbbá megállapításra került, hogy a jódtartalmú hormonok vérbeli koncentrációja jól tükrözi a tápláltsági állapotot (RIIS és MADSEN 1985) és szoros összefüggésben van az állatok táplálék felvételével is (PATTANAIK et al. 2004). A két jódtartalmú pajzsmirigy hormon esszenciális a metabolikus folyamatok széles körében: kontrollálják a sejtszintű oxidációt, a fehérjeszintézist, a sejt differenciálódást és növekedést (UNDERWOOD 1977, SCHEER 1979, TODINI 2007). A jód hiánya közismerten a nem megfelelő pajzsmirigy működéshez és golyva kialakulásához vezethet. Továbbá egyes szervek abnormális növekedését (pl.: agy és csontok), általános testnövekedésbeli visszamaradottságot, fogyatékosságot továbbá csökkent termékenységet és növekvő arányú születés előtti mortalitást okoz, valamint csökkenti az állat termelékenységét és teljesítményét, mint például a gyapjú növekedést, tej- és tojástermelést (POTTER et al. 1980, POTTER et al. 1981, HOPTION 2006).

2.5. Vadgazdálkodási statisztikai adatok felhasználásának lehetőségei

A vadgazdálkodási statisztikai adatoknak, a vadállományok nagyságára és összetételére vonatkozó indikátorként történő használatáról számol be MYRBERGET (1988) közleményében.

Megállapítása szerint az egyik legjelentősebb alkalmazási terület az állományok hosszú távú – és esetleg rövid távú – létszámváltozásainak nyomonkövetése. Ezzel kapcsolatban felhívja a figyelmet arra, hogy esetenként időbeli késés figyelhető meg a tényleges változások és azok statisztikai adatokban való megjelenése között. A populáció létszámának indexe (relatív mutatója) mellett információ nyerhető annak kor és ivar szerinti összetételéről is, bár ilyen célú felhasználásnál a hibaforrások száma nagyobb lehet. Javaslata szerint a vadgazdálkodási statisztikai adatok széleskörű felhasználása során mindig szem előtt kell tartani azok tényleges pontosságát.

BURBAITE és CSÁNYI (2009) a becslési és hasznosítási adatokat az őz európai létszámában és hasznosítási arányában bekövetkezett változások kimutatására és az egyes országok összevetésére használta fel (térbeli és időbeli változások és különbségek indexe). MYSTERUD és ØSTBYE (2006) a meteorológiai adatok és az állománysűrűség testtömegre és populáció növekedési arányra gyakorolt hatását vizsgálta norvég őzállományban. Vizsgálataikban a vadgazdálkodási statisztikai adatok közül a hasznosított darabszámot, mint az állománysűrűség indexét vonták be az elemzéseikbe.

Gímszarvassal folytatott kutatásokban MYSTERUD et al. (2005) a hasznosított mennyiséget szintén a szarvassűrűség térbeli és időbeli változatosságának kifejezésére használta fel az agancsméretekben meglévő különbségek vizsgálata során. Hasonlóan a térbeli és időbeli gímszarvas sűrűség változásának indexeként használták a teríték adatokat, amikor az átlagos testtömeg és a környezeti tényezők kapcsolatát vizsgálták (MYSTERUD et al. 2001, 2002). Szlovéniában DEBELJAK et al. (1999) gímszarvas hasznosítási és becslési adatokat használtak a populációs jellemzők, meteorológiai adottságok és a természetes erdőfelújulás közötti kapcsolatok elemzése során.

HERFINDAL et al. (2006a, b) a környezeti tényezők és norvég jávorszarvas (*Alces alces, Linnaeus, 1758*) állományok testtömegében megfigyelhető változatosság térbeli és időbeli vizsgálatakor hasznosítási statisztikai adatokat használtak a relatív szarvassűrűség kifejezésére.

Észak-amerikai vizsgálatok eredményeit bemutató közleményekben szintén találkozunk a vadgazdálkodási statisztikai adatok tudományos igényű vizsgálatokban való felhasználásával. Így például SCHMIDT et al. (2007) alaszkai jávorszarvas (*Alces alces gigas*) agancsméretében meglévő különbségeket vizsgálta különböző környezeti hatások mellett (sűrűség, élőhely, vadászati nyomás és vadásztatási mód). A vizsgálathoz vadgazdálkodási statisztikai adatokat használtak a vadászati nyomás figyelembevételére. MIRANDA és PORTER (2003) űrfelvételek alapján történő élőhely-minősítési index kidolgozásakor hasznosítási adatokat használtak, mint populációs indexeket, amelyeket a vizsgálati egységek közötti relatív sűrűségbeli különbségek kifejezéséhez szerepeltettek a modellekben 10 éves átlagok formájában.

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. Trófeatömeg és állomány adatok

Magyarországon minden egyes terítékre került őzbak trófeáját kötelezően be kell mutatni a megyei vadászati hatóságok keretei között működő trófeabíráló bizottságoknak. A trófeák bírálata a Nemzetközi Vadvédelmi és Vadászati Tanács (CIC, Conseil International de la Chasse et de Conservation du Gibier) által meghatározott és nemzetközileg is használt, sztenderdizált mérési módszer szerint történik (WHITEHEAD 1981). A bírálat során az alábbi adatok kerülnek felvételre (BAKKAY et al. 1969, SZIDNAI 1978, CSÁNYI és SZABÓ 2005):

- jobb és bal szárhossz (cm),
- agancstömeg (g),
- agancs köbtartalma (cm^3),
- terpesztés (cm).

Továbbá a szépségpontok meghatározásához értékelésre kerülnek a következő jellemzők:

- szín,
- gyöngyözés,
- koszorúk,
- ágvégek,
- tömeg, alak, szabályosság.

Az objektíven mérhető számszerű jellemzők közül az agancstömeg 30-35, az agancstérfogat 40-50, a szárhosszak átlaga pedig kb. 10%-kát teszi ki a bírálat során szerzett összpontszámnak, a maradék részt, de legfeljebb 20-25 %-ot pedig a szubjektív tényezők, a szépségpontok adják (SZIDNAI 1986, HROMAS 1998).

A bírálati adatokat országos szinten az Országos Vadgazdálkodási Adattár (OVA) egységes adatbázisban gyűjti, összesíti és tárolja (LEHOCZKI et al. 2008, CSÁNYI et al. 2010b). Az egyes bakok trófeabírálati adatai 1990-től kezdődően állnak rendelkezésre digitálisan rögzített formában.

A trófeabírálati adatok térbeli meghatározottságát a vadgazdálkodási egységek (vadászterületek) területei adják, így minden trófeabírálati adat vadgazdálkodási egységhez kötötten kerül nyilvántartásra. Egy adott bak elejtési helyének földrajzi koordinátái vagy egyéb, a vadgazdálkodási egység területénél pontosabb beazonosítást biztosító térbeli adat nem kerül rögzítésre.

A vadgazdálkodási egységek egymással érintkezve az ország 98,8%-át lefedik, tehát az ország minden vadgazdálkodásra alkalmas területe valamely vadgazdálkodási egység területéhez tartozik. Az 1997/1998-as vadászati évtől a 2006/2007-es vadászati évig terjedő időszakban

(termelési ciklusban) a vadgazdálkodási egységek átlagos mérete 7690 ha, míg a legnagyobb vadászterület mérete 54 760 ha volt; a törvény által meghatározott minimális területméret 3000 ha (1996. évi LV. törvény, 79/2004. (V.4.) FVM rendelet). A vadászterületek térbeli azonosítására szolgáló határvonalakat szintén az OVA kezeli és dolgozza fel digitális térképi állomány formájában. Ez az adatbázis lehetővé teszi, hogy a trófeabírálati adatokat a vadászterületekhez lehessen kötni és így térbeli információkat is igénylő vizsgálatokat lehessen elvégezni (RITTER és CSÁNYI 1999, LEHOCZKI et al. 2008, CSÁNYI et al. 2010b).

Elemzéseimben a trófeabírálati adatok közül a trófea tömegét használtam fel, amely a legjellemzőbb és legfontosabb mérhető értéke az őz trófeájának. Mindamellett, hogy a kész agancs tulajdonképpen száraznak tekinthető (CURREY et al. 2009), a tömegének meghatározása a trófeabírálat szabályai szerint történik. Az agancsok súlyát először 24 órás száradást követően mérik meg, hogy nedvességtartalmát egységesítsék (vagy 24 órás tömegre korrigálják a lemért értéket). Ez a súly hagyományosan elszámolási célt szolgál, a hazai és külföldi bérvadászok ez alapján fizetnek az elejtett vad trófeájáért (HELTAY 2006).

A magyar vadgazdálkodási rendszer 10 éves bérleti és emiatti tervezési ciklusainak következtében a vadászterületek határai 10 évente jelentősen átrendeződnek. Tekintettel arra, hogy a teljes tervezési ciklusra vonatkozó adatok eddig csak egyszer kerültek rögzítésre, az elemzésekhez az 1997 és 2006 közötti időszak trófeatömeg adatait használtam fel. A 10 éves üzemtervezési ciklusok ideje alatt is történik változás a vadgazdálkodási egységek számában és határvonalaikban, azonban ezen módosítások mértéke országos szinten kezelhető mértékű. A ciklus végén működő 1205 vadászterület közül 1195 adatait vontam be az elemzésbe az előbb említett változások miatt. A vizsgálatba vont 1195 vadászterületről összesen 235 664 db őzagancsot bíráltak el.

A vizsgálathoz felhasznált agancsok bírálati kor szerinti megoszlását, a koronkénti átlagos tömeget és a variációs koefficienst a 4. táblázat mutatja. Ez alapján látható, hogy az átlagos agancstömeg kezdetben növekszik, majd a trófeabírálat során megállapított 6-9 éves kor között mutatja a legnagyobb értéket. Ezt követően az agancstömeg csökken.

Az agancssúlyok variációs koefficiense (CV) ettől eltérő módon alakul (4. táblázat). Az egyéves bakoknál a magas variancia (1 évesek CV>45%) már a trófeabírálat során megállapított 2 éves korra is jelentősen csökken (kb. 30%-ra), majd ezt követően 20-24% között alakul és 8 éves korra közelíti meg újra a 25%-ot.

A vizsgálatok során az 1 éves és a 7 évnél idősebb, öregedő (lásd VANPÉ et al. 2007) bakok agancsait kizártam az elemzésből, ezáltal kiküszöbölve torzító hatásukat. Így összesen 197 633 darab trófea adataival dolgoztam. A további, életkoronkénti illetve korcsoportonkénti elemzésre az őzbakok korbecslésének egy éves kor utáni megbízhatatlansága (MAROSÁN 2004) miatt nem volt lehetőségem.

Kiegészítésként megjegyzem, hogy a 2 éves bakok CV értéke a 8-11 éves bakok CV értékeihez képest ugyan magasabb, azonban mégis a 2 évesek adatainak felhasználása mellett döntöttem és a 8-11 évesek adatait zártam ki az elemzésekből. Ennek oka egyrészt, hogy 8 éves kortól felfelé jelentősen csökken a mintaszám, másrészt a kor megállapítása során a korcsoportok szerint történő elkülönítés megbízhatóbb, mint a konkrét életkor maghatározása, így az öregedő (8 éves és idősebb) bakok elkülönítése megalapozottabb, mint a 2 évesek esetleges elkülönítése a 3-4 évesektől. Továbbá a szakmai közleményekben általában külön kezelik az 1 éves bakokat (fiatalok - yearlings) az idősebbektől (adult), sőt VANPÉ et al. (2007) a felnőtt korosztályt tovább bontották 2-7 éves korcsoportra (középkorú - prime-age) és a 8 éves és idősebb bakokat az öreg (senescent) kategóriába sorolták.

4. táblázat. Az 1997 és 2006 között a vizsgálataimban felhasznált 1195 vadgazdálkodási egység területéről elbírált trófeák kor szerinti megoszlása és jellemző értékei

Kor (év)	Elbírált trófea		Átlag (g)	Szórás	Variációs koefficiens
	db	%			
1	15781	6,7%	98,38	45,65	46,4%
2	16781	7,1%	165,91	52,35	31,6%
3	35206	14,9%	231,93	55,41	23,9%
4	37597	16,0%	270,02	58,19	21,6%
5	43615	18,5%	297,05	63,38	21,3%
6	35953	15,3%	319,48	72,42	22,7%
7	28481	12,1%	337,41	80,28	23,8%
8	14470	6,1%	327,97	81,12	24,7%
9	4625	2,0%	321,09	84,70	26,4%
10	2138	0,9%	305,30	87,36	28,6%
11	499	0,2%	304,44	88,60	29,1%
12	395	0,2%	285,77	90,05	31,5%
13	123	0,1%	283,13	92,58	32,7%

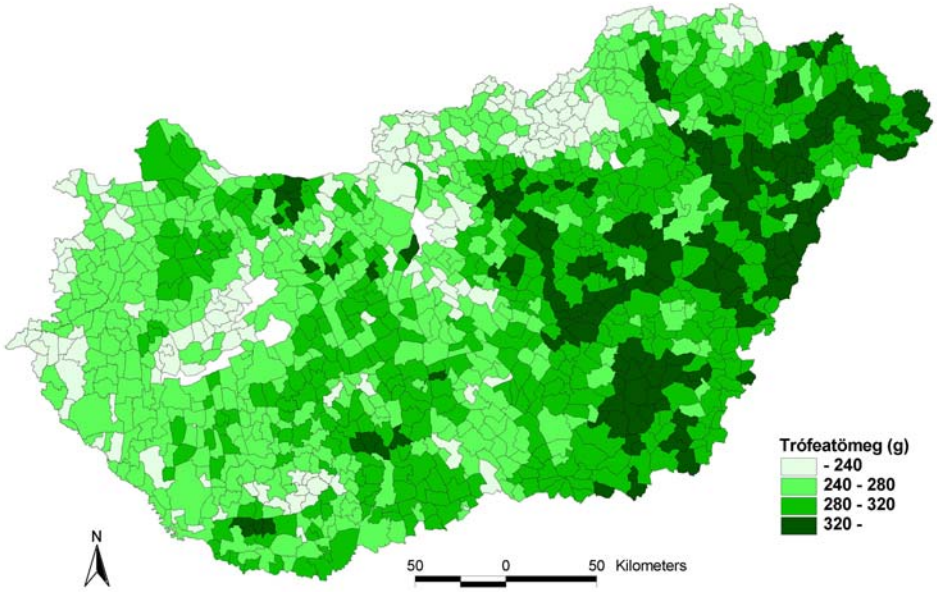
Az évenkénti adatok felhasználása helyett a 10 éves adatsor összevont adatai alapján számított átlagokkal dolgoztam (14. ábra), mert feltételeztem, hogy ezzel az egy-egy területen elejtett őzbakok agancstömege megbízhatóbban jellemezhető. Így kiszűrhetők az egyes évek közötti esetleges eltérések (ingadozások), amelyek leginkább az időjárásnak (CSÁNYI és SONKOLY 2003a) és a területen folytatott vadgazdálkodási tevékenységek hatásainak tulajdoníthatók (AZORIT et al. 2002).

A 10 éves adatsorokon alapuló átlagos értékek használatát támasztja alá az az elgondolás is, hogy a talajjellemzőket illetve a környezeti jód adatokat „állandóbb" környezeti tényezőknek tekinthetjük, és esetükben néhány év alatt jelentős változással vagy ingadozással nem kell számolni.

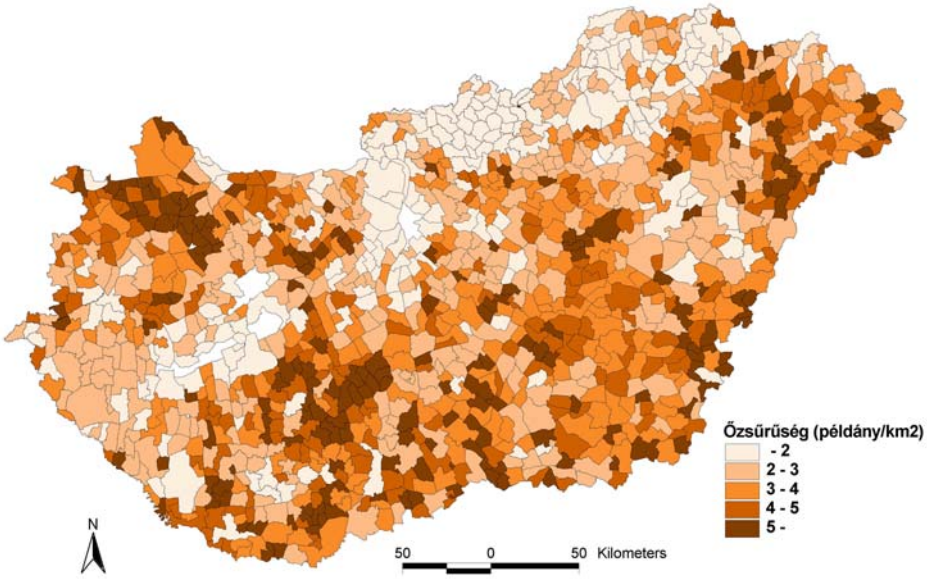
Az OVA az egyes vadgazdálkodási egységekre vonatkozóan a tavaszi vadállomány becslési és éves hasznosítási adatokat is nyilvántartja (LEHOCZKI et al. 2008, CSÁNYI et al. 2010b). Az őz becsült létszáma alapján számított sűrűségadatokat (példány/km^2) a statisztikai vizsgálatok során az eltérő sűrűség hatásának figyelembevételére használtam fel (SCHMIDT et al. 2001, VANPÉ et

al. 2007). A hasznosítási létszámok (teríték) és a becsült állomány-létszámok hányadosát, mint hasznosítási arányt pedig az eltérő vadászati nyomás hatásának kimutatására vontam be az elemzésekbe (nagyobb hasznosítási arány mellett a kisebb agancsú bakok aránya magasabb lehet a terítékben, CSÁNYI és SZIDNAI 1994). A sűrűség és hasznosítási arány értékeket vadgazdálkodási egységenként 10 éves (1997-2006) átlagok formájában vettem be az elemzésekbe (15. ábra, 16. ábra), hasonlóan a trófeatömeg adatokhoz (14. ábra).

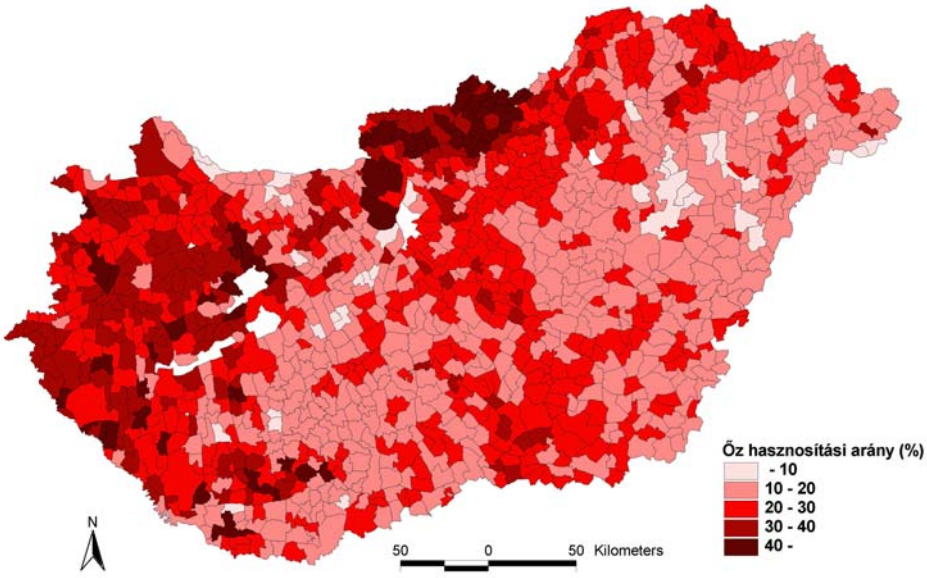
A vadállomány becslési adatokon alapuló sűrűség adatokat és a becslési és teríték adatokon alapuló hasznosítási arányokat, mint az állománynagyság és a hasznosítás indexét használtam fel. A nemzetközi közleményekben is elfogadott az időbeli és térbeli változások jellemzésére történő alkalmazásuk (DEBELJAK et al. 1999, MYSTERUD et al. 2001, 2002, 2005, MIRANDA és PORTER 2003, HERFINDAL et al. 2006a, b, MYSTERUD és ØSTBYE 2006, SCHMIDT et al. 2007, BURBAITE és CSÁNYI 2009), amellett, hogy számszerű nagyságrendek meghatározására nem alkalmasak (MYRBERGET 1988). Ezek alapján az elfogadható, hogy az abszolút számértékek helyett a vadgazdálkodási egységek között megmutatkozó területi különbségek jól jellemezhetőek és kimutathatóak az értékek relatív összehasonlításával.



14. ábra. Trófeatömeg adatok tíz éves (1997-2006) átlaga vadgazdálkodási egységenként



15. ábra. Őzsűrűség adatok tíz éves (1997-2006) átlaga vadgazdálkodási egységenként



16. ábra. Őz hasznosítási arány értékek tíz éves (1997-2006) átlaga vadgazdálkodási egységenként

3.2. Talajtani adatok forrása

Vizsgálataimhoz az M=1:100 000-es méretarányú digitális Agrotopográfiai Adatbázist használtam. A Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete által készített talajtani adatbázis talajtani, meteorológiai és földhasználati adatokon alapul (VÁRALLYAY 1985, VÁRALLYAY 1995). Elkészítéséhez talajtani alapként a Kreybig-féle talaj

információs térképek (M=1:25 000-es méretarányban az egész ország területére rendelkezésre állnak) és az üzemi talajtérképek (a mezőgazdasági művelés alatt álló területekre készültek M=1:10000-es méretarányban 1960 és 1975 között) szolgáltak. A Kreybig-féle térképek terepi felvételezések és laboratóriumi mérések alapján készültek 1935 és 1955 között és fizikai és kémiai talajjellemzőket is tartalmaznak (KREYBIG 1937). Az így meglévő információk alapján illetve azok aktualizálásával készült el az Agotopográfiai Térkép, majd annak digitális változata.

A digitális Agrotopográfiai Adatbázis tematikus rétegeinek felsorolását az 5. táblázat tartalmazza.

5. táblázat. Az Agrotopográfiai Adatbázis tematikus rétegeinek adattartalma

A tematikus réteg	
sorszáma	adattartalma
1. réteg	A talaj típusa és altípusa
2. réteg	Talajképző kőzet
3. réteg	Fizikai féleség
4. réteg	Agyagásvány összetétel
5. réteg	A talaj vízgazdálkodási tulajdonságai
6. réteg	A talaj kémhatása és mészállapota
7. réteg	Szervesanyag-készlet (t/ha)
8. réteg	A termőréteg vastagsága (cm)
9. réteg	Talajértékszám (%)

Vizsgálataimban a talaj típusára és altípusára (1. réteg) vonatkozó adatokat használtam, mivel ezek a legismertebb és a legáltalánosabb talajjellemzők. Ugyanakkor fontos VÁRALLYAY et al. (1980) megállapítását kiemelni, miszerint a genetikai talajtípus többnyire nem határozza meg azokat a talajtulajdonságokat, amelyekre vonatkozó adatokra a talaj termékenységének elbírálásánál szükség van. Ennek kiküszöbölésére az elemzésekbe bevontam a talajértékszámot (9. réteg), ami a különböző talajok természetes termékenységét fejezi ki a legtermékenyebb talaj termékenységének százalékában (VÁRALLYAY 1985).

A talajértékszám meghatározásának alapja a talaj altípusa volt és értékét a többi talajjellemző (1-8. réteg) figyelembevételével számították ki. A legtermékenyebb talaj altípus adja a maximális értéket (100%) és a többi altípus talajértékszámát ehhez arányítva határozták meg (STEFANOVITS 1992). Az általam is használt digitális adatbázisban a talajértékszámok 10 kategóriába (0%-10%, 10%-20% … 90%-100%) sorolva kerültek megadásra (17. ábra).

Az 1. réteg alapján megadott talajtípusokat és altípusokat talaj főtípusokba soroltam STEFANOVITS (1992) és SZABOLCS (1966) alapján (6. táblázat) és az így kialakított talaj főtípusok (7. táblázat) szolgáltak a további elemzések alapjául (18. ábra).

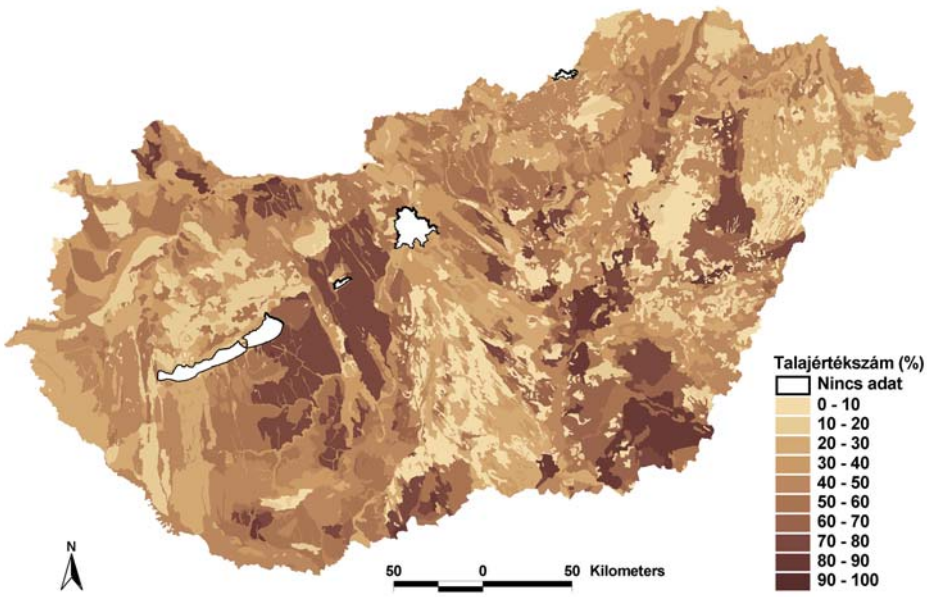
6. táblázat. Az Agrotopográfiai Adatbázis szerinti talaj típusok és altípusok főtípusokba sorolása

A talaj típusa és altípusa az Agrotopográfiai Adatbázis szerint		Főtípusok
01.	Köves és földes kopárok	Váztalaj
02.	Futóhomok	Váztalaj
03.	Humuszos homokos talajok	Váztalaj
04.	Rendzina talajok	Kőzethatású talaj
05.	Erubáz talajok, nyiroktalajok	Kőzethatású talaj
06.	Savanyú, nem podzolos barna erdőtalajok	Barna erdő talaj
07.	Agyagbemosódásos barna erdőtalajok	Barna erdő talaj
08.	Pszeudoglejes barna erdőtalajok	Barna erdő talaj
09.	Barnaföldek (Ramann-féle barna erdőtalajok)	Barna erdő talaj
10.	Kovárványos barna erdőtalajok	Barna erdő talaj
11.	Csernozjom-barna erdőtalajok	Barna erdő talaj
12.	Csernozjom jellegű homoktalajok	Csernozjom talaj
13.	Mészlepedékes csernozjomok	Csernozjom talaj
14.	Alföldi mészlepedékes csernozjom	Csernozjom talaj
15.	Mélyben sós alföldi mészlepedékes csernozjomok	Csernozjom talaj
16.	Réti csernozjomok	Csernozjom talaj
17.	Mélyben sós réti csernozjomok	Csernozjom talaj
18.	Mélyben szolonyeces réti csernozjomok	Csernozjom talaj
19.	Terasz csernozjomok	Csernozjom talaj
20.	Szoloncsákok	Szikes talaj
21.	Szoloncsák-szolonyecek	Szikes talaj
22.	Réti szolonyecek	Szikes talaj
23.	Sztyeppesedő réti szolonyecek	Szikes talaj
24.	Szolonyeces réti talajok	Réti talaj
25.	Réti talajok	Réti talaj
26.	Réti öntéstalajok	Réti talaj
27.	Lápos réti talajok	Réti talaj
28.	Síkláp talajok	Láptalaj
29.	Lecsapolt és telkesített síkláp talajok	Láptalaj
30.	Mocsári erdők talajai	Mocsári erdők talaj
31.	Fiatal, nyers öntéstalajok	Öntéstalaj

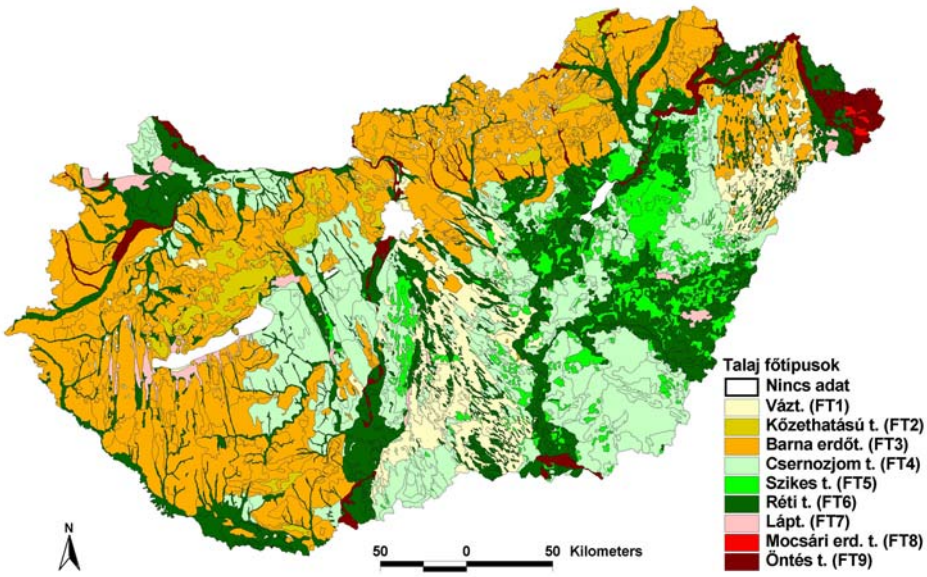
7. táblázat. A talaj főtípusok területarányai Magyarországon

Talaj főtípusok (rövidítés)	Területi részesedés (%)
Váztalajok (FT1)	8,2
Kőzethatású talajok (FT2)	2,8
Barna erdőtalajok (FT3)	34,3
Csernozjom talajok (FT4)	22,1
Szikes talajok (FT5)	6,0
Réti talajok (FT6)	21,2
Láptalajok (FT7)	1,4
Mocsári erdők talajai (FT8)	0,1
Öntés talajok (FT9)	2,7
Összesen[a]	98,8

*A hiányzó 1,2% besorolás nélküli terület (a nagyobb tavak területe és Budapest belterülete)



17. ábra A talajok talajértékszám szerinti megoszlása Magyarországon az Agrotopográfiai Adatbázis alapján

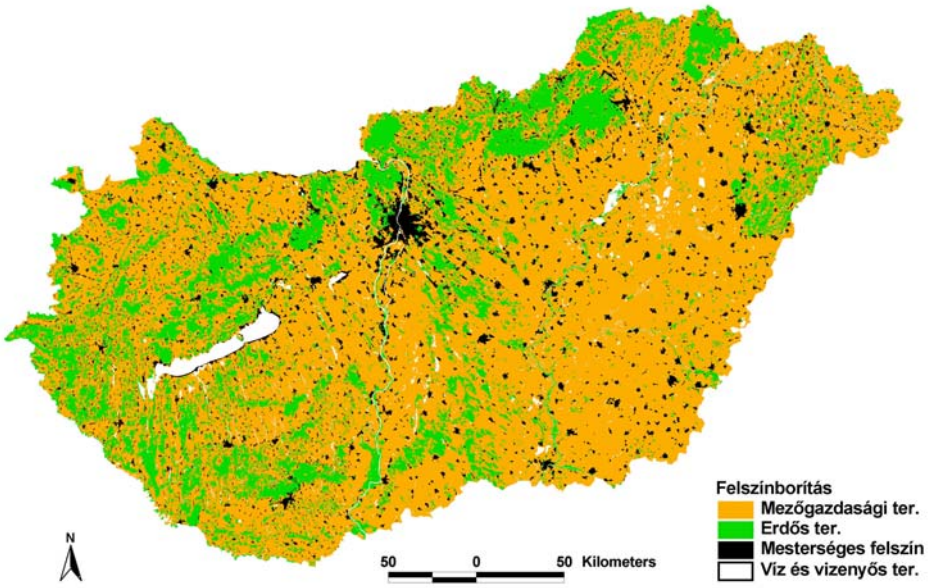


18. ábra Talaj főtípusok Magyarországon az Agrotopográfiai Adatbázis alapján

Vizsgálataimban nem használtam a talaj kémiai és fizikai tulajdonságaira vonatkozó további információkat, mert a talajtípus és a talajértékszám feltehetőleg a számomra szükséges mélységig magában foglalja ezeket a jellemzőket. A talajtípusokat kialakulásuk során meghatározott talaj-alakító tényezők befolyásolták, így jellemezhetőek bizonyos kémiai és fizikai jellemvonásokkal (pl.: a szikes talajok pH értéke 8.5 feletti) és kiemelni egy-egy kémiai vagy fizikai talajjellemzőt félrevezető lehet (pl.: a szikes talajok magas szervesanyag tartalmúak, azonban magas sótartalmuk lecsökkenti termékenységüket).

3.3. Felszínborítási adatok forrása

A felszínborítási információk forrásaként a Magyarország területét is lefedő CORINE (Coordinaton of Information on the Environment) Land Cover 2000 (CLC2000) adatbázis használtam fel, amelyet a Földmérési és Távérzékelési Intézet (FÖMI) készített az European Image 2000 és CORINE Land Cover 2000 Project keretei között. A Európai Környezeti Ügynökség (EEA, European Environment Agency) és a KvVM (Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium) közös finanszírozásával készült adatbázis elérhető az EEA weboldalán (http://dataservice.eea.eu.int). A CLC2000 űrfelvételek interpretációjával készült és a legkisebb térképezési egysége 0,25 km^2. Az 5 fő földhasználati és felszínborítási kategória közül a mezőgazdasági területek és erdősült területek információit használtam fel (19. ábra; a kihagyott kategóriák a mesterséges felszínek, a vizenyős területek és a vizek).



19. ábra. A mezőgazdasági területek és erdősült területek Magyarországon a CORINE felszínborítási adatbázis alapján (© EEA, Koppenhága (2009); Készítette a FÖMI a KvVM megbízásából (2009))

A mezőgazdasági és erdőterület adatok megfelelő alapot biztosítanak a különböző felszínborítási és földhasználati kategóriák (vizsgálataimban a mezőgazdasági művelés alatt álló területek arányával jellemezve) valamint az élőhelyszerkezet (vizsgálataimban az erdőterületek szegélyhosszával jellemezve) agancsfejlesztésre kifejtett hatásának (MIRANDA és PORTER 2003) figyelembevételére a statisztikai vizsgálatok során. Fontos megemlíteni, hogy a CLC2000 adatbázis legkisebb térképezési egységének 25ha-os területi kiterjedéséből adódóan a fasorok, facsoportok és egyéb tipikusan a mezőgazdasági táblák közé beékelt fás területek illetve azok szegélyei nem szerepelnek az elemzéshez felhasznált adatbázisban.

3.4. Talajtani és felszínborítási adatok előkészítése

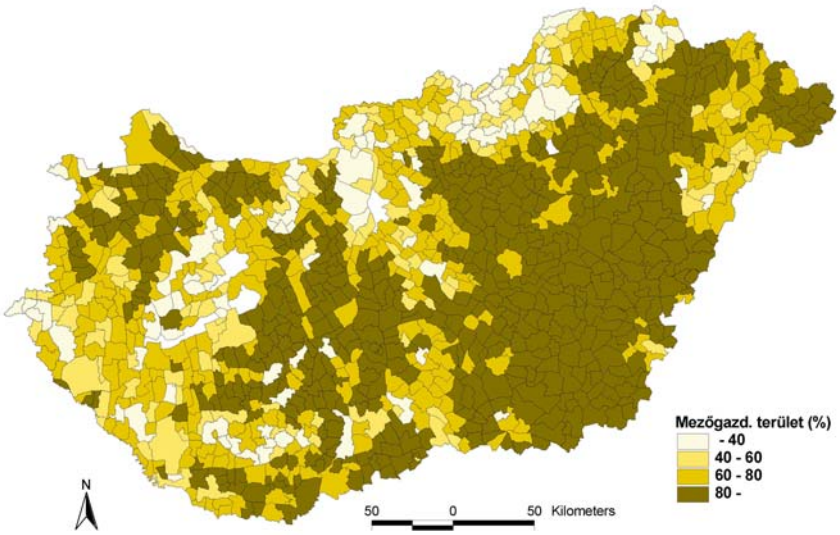
A térinformatikai elemzésekhez az ArcGIS szoftvert (Environmental System Research Institute, Redlands, California, USA) használtam.

Vizsgálataim során a vadgazdálkodási egységeket használtam megfigyelési egységként, amelyekre a vadgazdálkodási adatok, mint a trófeatömeg, a becsült és a hasznosított létszámok adottak voltak. Ahhoz, hogy a talajtani és a felszínborítási adatokat a vadgazdálkodási adatokkal közös megfigyelési egységre vetítsem térbeli összemetszetést (ZEILER 1997, ESRI 1995) alkalmaztam a vadgazdálkodási egységek határvonalait és a talajtani adatokat valamint a felszínborítási adatokat tartalmazó digitális térképi adatbázisok között. Ezzel az eljárással vadgazdálkodási egységenként meghatározhatóvá vált a mezőgazdasági terület arány (20. ábra), az erdőterületek szegélyeinek hossza (21. ábra), a talaj főtípusok területi aránya illetve az átlagos talajértékszám érték (22. ábra). A végső adatbázis 1195 vadgazdálkodási egységhez kötötten tartalmazta a vadgazdálkodási (trófeatömeg, állománysűrűség, hasznosítási arány), a talajtani (talaj főtípusonkénti területarány a vadászterület teljes területéhez viszonyítva, átlagos talajértékszám), illetve a felszínborítási (mezőgazdasági területarány a vadászterület teljes területéhez viszonyítva és erdőterületek szegélyhossza) adatokat (8. táblázat).

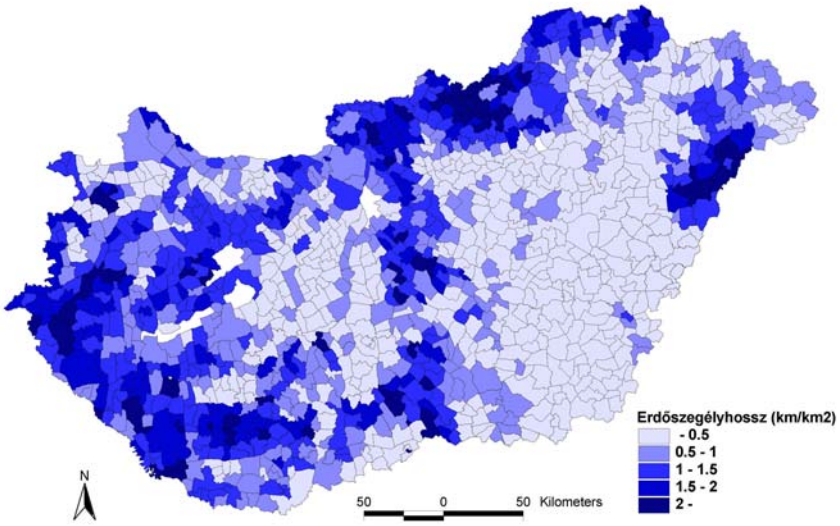
8. táblázat. Az 1195 vadgazdálkodási egységre meghatározott változók jellemző értékei

Változók (mértékegység)	n	Átlag	SE	SD	Minimum	Maximum
Trófeatömeg (g)	1195	279,13	1,01	34,96	172,86	390,40
ŐS (példány/km^2)	1195	3,51	0,05	1,64	0,19	12,64
ŐHA (%)	1195	0,23	0,00	0,09	0,04	0,70
MG (%)	1195	74,08	0,58	20,10	0,01	100,00
ESZH (km/km^2)	1195	0,85	0,02	0,73	0,00	8,26
TÉRTÉK (%)	1195	41,30	0,45	15,43	6,13	85,00
FT1 (%)	1195	8,41	0,57	19,64	0,00	100,00
FT2 (%)	1195	2,44	0,32	11,21	0,00	95,14
FT3 (%)	1195	37,29	1,14	39,43	0,00	100,00
FT4 (%)	1195	20,57	0,93	32,01	0,00	100,01
FT5 (%)	1195	4,66	0,36	12,28	0,00	97,15
FT6 (%)	1195	22,01	0,75	26,09	0,00	100,00
FT7 (%)	1195	1,36	0,22	7,62	0,00	99,52
FT8 (%)	1195	0,10	0,04	1,53	0,00	32,37
FT9 (%)	1195	2,81	0,29	10,11	0,00	94,52

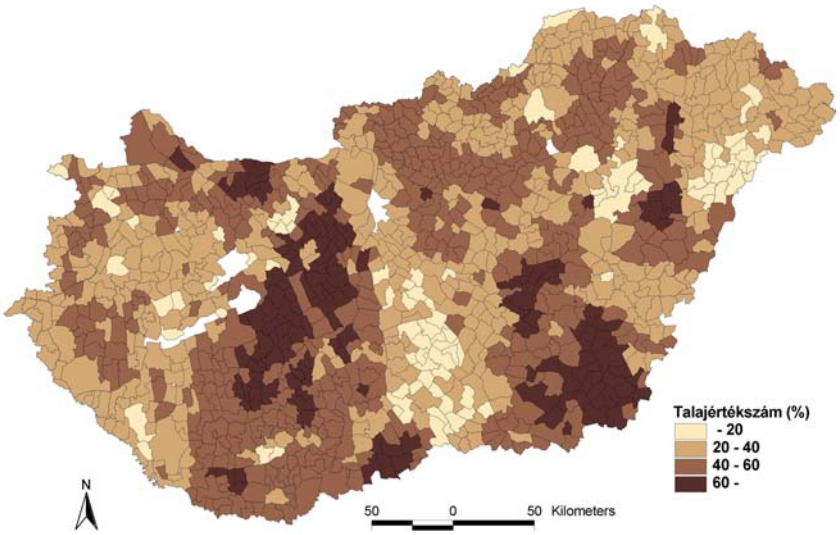
(SE = átlag szórása, SD = szórás, ŐS = őzsűrűség, ŐHA = őz hasznosítási arány, MG = mezőgazdasági területek részaránya, ESZH = erdőszegélyek hossza, TÉRTÉK = átlagos talajértékszám, FT1 – FT9 = a talaj főtípusok területi részaránya (FT1 = váztalajok, FT2 = kőzethatású talajok, FT3 = barna erdőtalajok, FT4 = csernozjom talajok, FT5 = szikes talajok, FT6 = réti talajok, FT7 = láptalajok, FT8 = mocsári erdők talajai, FT9 = öntés talajok))



20. ábra Mezőgazdasági területek területaránya vadgazdálkodási egységenként



21. ábra Erdőszegélyek hossza vadgazdálkodási egységenként



22. ábra Átlagos talajértékszám vadgazdálkodási egységenként

3.5. Környezeti jód adatok forrása és előkészítése

A környezeti jódeloszlás jellemzésére az egyes települések ivóvizét biztosító vízbázis jódtartalmát használtam fel. A vizek jódtartalmára vonatkozó adatokat az Állami Népegészségügyi és Tisztiorvosi Szolgálat bocsátotta rendelkezésemre.

A jódtartalom meghatározásához a vízmintákat az 1980-as évek végén gyűjtötték. A vízminták jód tartalmának (µg/l) meghatározása a nemzetközileg elfogadott és alkalmazott Sandell-Kolthoff módszer (BELLANGER et al. 1979) alapján történt (SAJGÓ és FARKAS 1990). SAJGÓ és FARKAS (1990) megállapítása szerint a vízbázis jódtartalma időben állandó, így ebből a szempontból az adatok alkalmasak vizsgálataimhoz.

A vízbázis jódtartalma és a földfelszíni elemek jódtartalma közötti kapcsolat az alábbi megállapítások alapján szintén bizonyított. SZABÓ et al. (1993) szerint a talajvizek jódtartalma is befolyásolja a jódellátást valamint a talajok jódtartalma és a terület vízbázisának jódtartama között szintén pozitív irányú összefüggést mutattak ki (MERKE 1965, PRAKFALVI 1993). Ezt támasztják alá SAJGÓ és FARKAS (1990) valamint SAJGÓ et al. (1992) eredményei is. Magyarországi vizsgálataik során azt találták, hogy az egyes települések ivóvizét biztosító vízbázis magas jódtartalma esetében a területen előállított állati termékeknek (tej és tojás) is magas volt a jód tartalma. Ezzel szemben azokon a területeken, ahol a vízbázis jódtartalma viszont alacsony, ott a tej és a tojás jódtartalma is alacsony és a lakosság körében az endemikus golyva előfordulása is gyakoribb. Ezek az eredmények bizonyítják a kapcsolatot egy terület vízbázisa és a felszíni környezeti elemek között, amelyekből az állatok fedezni tudják a szervezetük működéséhez szükséges jódmennyiséget.

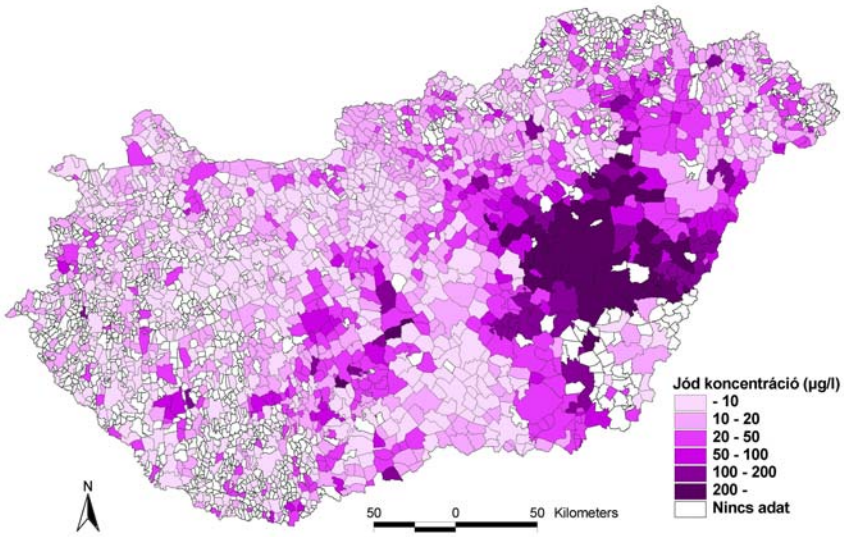
A jód koncentráció értékek (µg/l) 1889 település közigazgatási területére állnak rendelkezésre, összesen 74 000 km^2 területre, az ország teljes területének 80%-ára (23. ábra). A vizsgálatba bevont települések átlagos mérete 39,2 km^2, minimum 1,4 km^2, maximum 483,2 km^2. A jódtartalom adatokkal kapcsolatban fontos megemlíteni, hogy 100 µg/l alatti értékek a teljes minták 93,9 %-át teszik ki (9. táblázat). A jódadatok erősen jobbra ferde eloszlása miatt az adatok természetes alapú logaritmusát (ln) használtam fel a statisztikai elemzések során.

A trófeatömeg adatok vadgazdálkodási egységek területéhez köthetők (n=1195), míg a jód adatok ettől eltérő térbeli meghatározottsággal rendelkeznek – a települések külterületére vonatkoznak (n=1889). A VGE és a település külterület határok az esetek nagy részében nem fedik egymást (egy VGE több település külterületét is érintheti eltérő területi aránnyal és egy település külterülete több VGE területébe is belenyúlhat). Így a két eltérő térbeli meghatározottsággal rendelkező adatbázis azonos megfigyelési egységre vetítéséhez térbeli metszetést alkalmaztam a

települések külterületét és a vadgazdálkodási egységek területét tartalmazó digitális térképek között ArcGIS térinformatikai szoftver segítségével (a talajtani és felszínborítási adatoknál ismertetettel azonos módon).

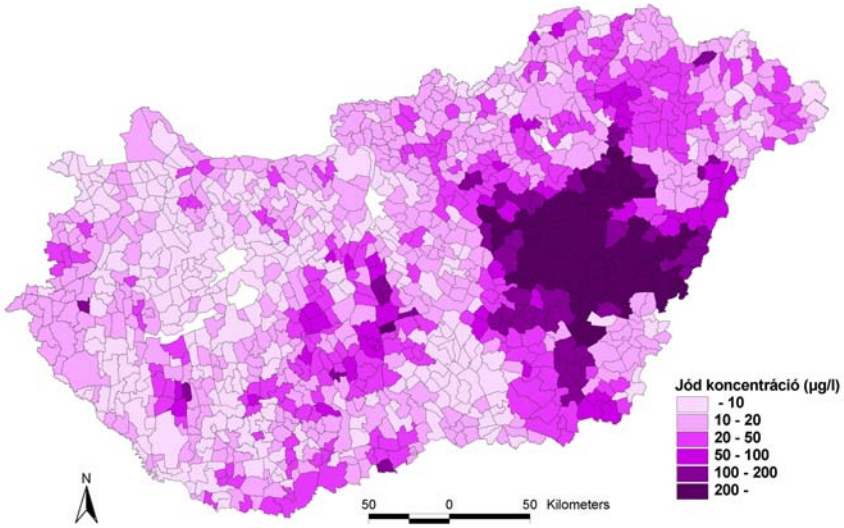
9. táblázat. A vízbázis jódtartalom értékek megoszlása változó szélességű intervallumonként

Intervallumok (µg/l)	Mintaszám (db)	Mintaszám arány (%)
<= 20	1361	72,0%
21 - 40	282	14,9%
41 - 60	77	4,1%
61 - 80	34	1,8%
81 - 100	20	1,1%
<= 100	*1774*	*93,9%*
101 - 200	57	3,0%
201 - 400	18	1,0%
401 - 600	15	0,8%
601 - 800	5	0,3%
801 - 1000	8	0,4%
1001 - 1200	5	0,3%
1201 - 1400	3	0,2%
1401 - 1600	0	0,0%
1601 - 1800	2	0,1%
>= 1801	2	0,1%
Teljes adatsor	1889	100,0%

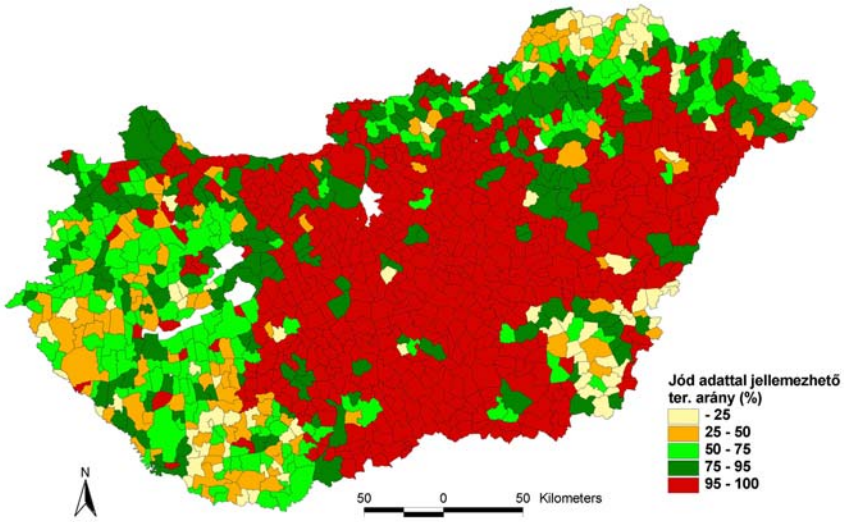


23. ábra. Vízbázis jódkoncentráció értékek település külterületenként Magyarországon

A vadgazdálkodási egységek területére kiszámítottam a területi aránnyal súlyozott átlagos jódkoncentráció értékeket (24. ábra). Azonban nem minden vadgazdálkodási egység teljes területére rendelkeztem jódkoncentráció adattal, így meghatároztam azt a területarányt is minden vadász-terület esetében, amelyre ismertek voltak a jódtartalom értékek (10. táblázat, 25. ábra).



24. ábra. Átlagos jódkoncentráció értékek vadgazdálkodási egységenként



25. ábra. Jódtartalom értékkel jellemezhető területek a vadgazdálkodási egységek teljes területének arányában

10. táblázat. Vadgazdálkodási egységek megoszlása az alapján, hogy a területük hány százalékáról ismertek jód koncentráció értékek

Területarány (%)	VGE	
	darabszám	arány (%)
<= 10	37	3,1
10 - 20	32	2,7
20 - 30	29	2,4
30 - 40	46	3,8
40 - 50	50	4,2
50 - 60	79	6,6
60 - 70	67	5,6
70 - 80	85	7,1
80 - 90	110	9,2
90 - 95	*63*	*5,3*
95 -100	*597*	*50,0*
Összesen	1195	100,0

3.6. Statisztikai módszerek

3.6.1. Talajjellemzők hatásának vizsgálata

A statisztikai vizsgálatokhoz az SPSS for Windows (SPSS Inc., Chicago, Illinois, USA), az ArcGIS és a GoaDa (ANSELIN et al. 2006) szoftvereket használtam (LEHOCZKI et al. 2011a).

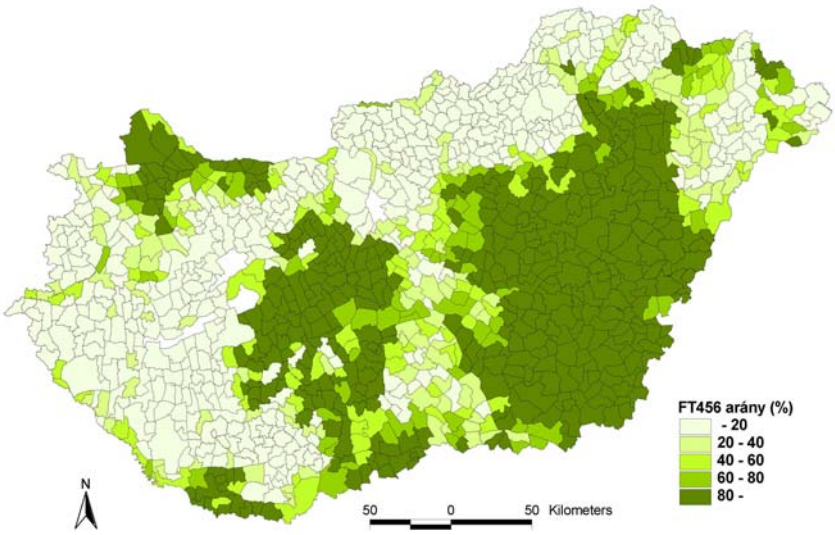
A talaj főtípusára vonatkozó értékek nominális skálán mérhetőek (pl.: csernozjom, barna erdőtalaj, réti talaj), így nem volt lehetőségem átlagos értéket meghatározni egy-egy vadgazdálkodási egység területének jellemzésére. Továbbá a vadgazdálkodási egységek csak 32%-a esetében fordul elő egyetlen főtípus a határvonalaikon belül (11. táblázat), így ha csak ezeket a vadászterületeket használom a statisztikai elemzések során az adatok kb. 70% elvész (LEHOCZKI et al. 2011a).

11. táblázat. Vadgazdálkodási egységek megoszlása az alapján, hogy területükön hány darab talaj főtípus fordul elő legalább 10%-os területi részesedéssel

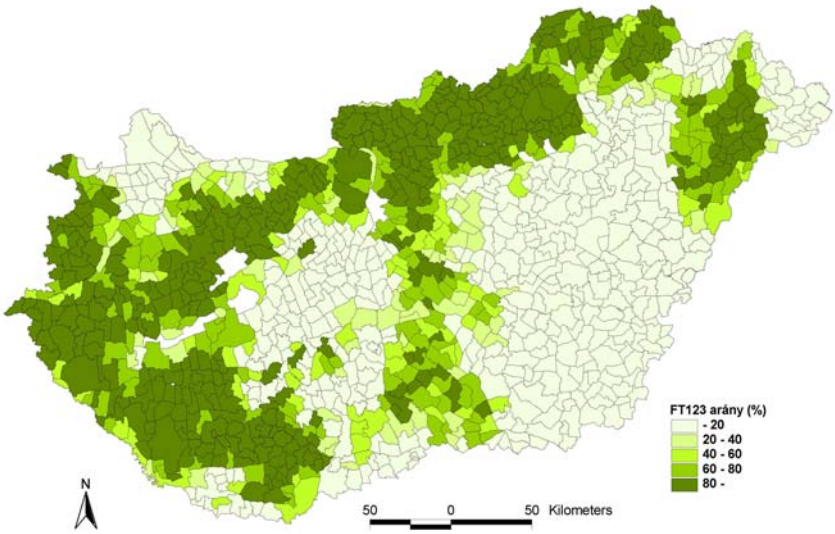
Talaj főtípus (db/VGE)	Vadgazdálkodási egység	
	darabszám	arány
1	379	31,7%
2	546	45,7%
3	238	19,9%
4	31	2,6%
5	1	0,1%
Összesen	1195	100%

Így minden talaj főtípust külön változóként kezeltem és a változók értékeiként az adott főtípus vadgazdálkodási egységen belüli területarányait használtam. A talaj főtípusok területarányai azonban jelentős multikollinearitást mutattak. A multikollinearitás két vagy több magyarázó változó lineáris korrelációs kapcsolatát jelenti, mérőszáma pedig megmutatja, hogy a magyarázó változók nem elkülöníthető hatása milyen mértékű (SZŰCS 2002). A multikollinearitás vizsgálatára használt egyik mérőszám a variációs infláló faktor vagy variancia inflációs faktor (Variance Inflation Factor, VIF), amely szemléletesen mutatja a multikollinearitás hatását. Értéke 1 és ∞ között változhat, alacsony (1-hez közel álló) értékei gyenge, míg 5 feletti értékei erős multikollinearitást jeleznek (HUNYADI és VITA 2008). Az ArcGIS szoftver regressziós modellje alapján számított VIF értékek jelentősen meghaladták az 5-öt (esetenként VIF > 100), így együttes szerepeltetésükre modell változókként nem volt lehetőség. A probléma kiküszöbölésére és a változók előszelektálására az SPSS szoftver részét képező regressziós fa (Classification and Regression Tree, CART) analízist használtam. A regressziós fa egy robosztus statisztikai eljárás, amely az esetek teljes halmazával indul és úgy választ magyarázó (azaz szétvágó) változókat, hogy a klasszifikációs fa pontosságát optimalizálja, elsőként a legerősebb hatást gyakorló változó alapján vágva

(BREIMAN és FRIEDMAN 1985, SPSS 2004). Azért, hogy egyetlen feltételezhetően fontos változó értékeit se veszítsem el a regressziós fa eredményei alapján (29. ábra) összegeztem azon talaj főtípusok értékeit (területarányait), amelyek trófeatömegre kifejtett hatása pozitív (FT4 + FT5 + FT6 = FT456, 26. ábra) és azon főtípusok értékeit, amelyek hatása negatív (FT1 + FT2 + FT3 = FT123, 27. ábra). Továbbá kizártam azon talaj főtípusokat a további vizsgálatokból, amelyeknek a regressziós fa eredménye alapján nincs kimutatható hatása a trófeatömegek alakulására (FT7 + FT8 + FT9, lásd az Eredmények fejezetet). A kialakított pozitív (FT456) és negatív (FT123) hatású talaj főtípusokat összefogó változók között azonban továbbra is megmaradt a multikollinearitás (VIF = 9.03), ezért csak külön-külön kerültek bevonásra a regressziós modellekbe.



26. ábra. A csernozjom talajok (FT4), a szikes talajok (FT5) és a réti talajok (FT6) területi részarányának összege (FT456) vadgazdálkodási egységenként



27. ábra. A váztalajok (FT1), a kőzethatású talajok (FT2) és a barna erdőtalajok (FT3) területi részarányának összege (FT123) vadgazdálkodási egységenként

A kialakításra kerülő modellek esetében a multikollinearitást minden esetben teszteltem és a VIF értékek megfelelően alacsonyak (<3) voltak ahhoz, hogy az eredményekre ne legyen torzító hatásuk.

Az ArcGIS szoftver használatával a regressziós modellek felállításánál a modell reziduálisok jelentős térbeli autokorrelációt (spatial autocorrelation) mutattak. A térbeli autokorreláció egy szokásos (lineáris) korrelációt jelent, de nem különböző, hanem egy adott változó egymással (térben) érintkező helyeken megfigyelt értékei között (HUNYADI és VITA 2008). A térbeli autokorreláció mérésére szolgáló egyik és általam is használt mérőszám a Moran's Index (Moran I) (ANSELIN 1999). A Moran I értéke –1 és +1 között változhat, ahol a –1 tökéletes térbeli szóródást (sakktábla szerű mintázat), míg a +1 tökéletes korrelációt (hasonló értékek térbeli csoportosulása) jelez. A Moran I statisztika 0-ás értéket vesz fel, ha a változó a térbeli megfigyelési egységek esetében véletlenszerű értéket mutat, tehát a hasonló értékek térben nem csoportosulnak (véletlenszerű térbeli mintázat).

A térbeli autokorreláció, mind a globális kapcsolatok vizsgáló OLS (Ordinary Least Squares), mind a lokális összefüggések feltárása alkalmazható Geographically Weighted Regression (GWR) modellek esetében fennállt. Az OLS (Ordinary Least Squares – hagyományos legkisebb négyzetek módszere) alapvetően a térbeliséget figyelmen kívül hagyó regressziós modell (HUNYADI et al. 1996), bár területi megfigyelési adatokkal is használják (NEMES NAGY 2007). Ezzel szemben a GWR csak térbeli meghatározottsággal rendelkező adatokon használható. Ugyanis a GWR nem a teljes adathalmaz globális összefüggéseit számszerűsíti, hanem lokálisan, meghatározott keresési körzeten belül vizsgálja a függő és a független változók kapcsolatát, így alkalmas térben változó kapcsolatok figyelembevételére is (MITCHELL 2005). Ugyanakkor a térbeli autokorreláció mindkét modell esetében jelentkezett, bár a Moran I értékek az OLS reziduálisok szerint magasabbak voltak (0,5-0,8), mint a GWR reziduálisok alapján meghatározottak (≈0,3). A kimutatott jelentős térbeli autokorreláció miatt a modellek esetében szükségessé vált a meglévő térbeli kapcsolatok kezelése. Ezért a GeoDa statisztikai szoftverben rendelkezésre álló, a térbeli összefüggések kontrollálására is alkalmas Spatial Lag Model (SLM) használatára tértem át a független változók trófeatömegre kifejtett hatásának meghatározása során. Az SLM széles körben használt a társadalom kutatásban (lásd ANSELIN 2002), de az ökológiai vizsgálatokban is egyre általánosabbá válik (lásd PIHA et al. 2007). Az SLM esetében az autokorreláltság figyelembevételéhez a magyarázó változók köre kibővítésre kerül egy a függő változó adataiból számított „térben késleltetett" változóval. Az eljárás során nagy szerep jut a szomszédsági relációkat számszerűsítő úgynevezett szomszédsági mátrixnak. A szomszédsági mátrix és a függő változó szorzataként adódó új változó („térben késleltetett" változó) a függő változóként szereplő indikátornak minden megfigyelési egységre vonatkozóan a szomszédos

területegységekre számított átlagos értékét tartalmazza (ANSELIN 1999, NEMES NAGY 2007). A GeoDa szoftverben készített térbeli súly mátrix (higher order queen contiguity) használatával a modellek Moran I értékeit 0,02 – 0,07 közötti tartományba sikerült lecsökkenteni, ami jelzi a térbeli autokorreláció közel teljes megszűnését illetve jelentős mérséklését.

A fentiek alapján az őz trófeatömegek varianciájának a talaj főtípusok és a talajtermékenység által magyarázott részének meghatározásához SLM regressziós eljárást alkalmaztam. Az első modellben (SLM I.) a talajtermékenység önálló hatását, míg a második és a harmadik modellben a talaj főtípusok (SLM II. és SLM III.) önálló hatását vizsgáltam. Az SLM II. esetében magyarázó változóként az FT123, az SLM III. esetében az FT456 változót vontam be (12. táblázat). Az FT123 és az FT456 külön-külön modellekben való szerepeltetése annak megállapítása miatt is szükséges volt, hogy melyik talaj főtípus változó rendelkezik nagyobb magyarázó erővel, mivel azonos modellben való szerepeltetésük a közöttük meglévő multikollinearitás miatt nem volt lehetséges.

A talajtermékenység és a talaj főtípusok önálló hatásának vizsgálatára szolgáló modellek felállítása azért volt szükséges, hogy más vizsgálatok eredményeivel való összehasonlításra is lehetőség legyen, ugyanis ezen elemzések során a többi környezeti változó hatását nem vették figyelembe.

Az SLM IV. modell esetében a talajtermékenységi mutató illetve az SLM V. és SLM VI. esetében a talaj főtípus változó (SLM V. - FT123; SLM VI. - FT456) mellett további az agancsfejlesztést befolyásoló környezeti tényezőt is szerepeltettem, mint független változót. Így az őz állománysűrűséget és hasznosítási arányt (mint térbeli összehasonlításra szolgáló indexeket) valamint a mezőgazdasági terület arányát és az erdő szegélyhosszt vontam be az SLM IV., V. és VI. modellekbe a fent megnevezett talajjellemzők mellett (12. táblázat).

A negyedik, ötödik és hatodik modellben és azok változataiban csak a fent említett, valószínűsíthetően a legnagyobb hatású környezeti tényezőket használtam a talajjellemzők mellett magyarázó változóként, mivel célom az volt, hogy bizonyos talajjellemzők és az őz agancs-fejlesztése közötti kapcsolatot vizsgáljam, nem pedig az, hogy feltárjam az agancsfejlesztés szempontjából fontos összes környezeti tényezőt és azok jelentőségét.

Mivel a vizsgálatba bevont egyéb környezeti tényezők közül feltételezhetően a legnagyobb szerep az élőhelyi adottságokhoz köthető, ezért a modelleket (SLM IV., V. és VI.) lefuttattam úgy is, hogy a talajjellemzők mellett csak a felszínborítás típusára és az élőhelyszerkezetre (MG és ESZH) vonatkozó változókat szerepeltettem a független változók között (SLM IVa., Va. és VIa., 12. táblázat).

12. táblázat. Az őz trófeatömegek varianciájának a talajjellemzők által magyarázott részének meghatározásához felállított SLM regressziós modellek függő és független változóinak köre

Modell	Függő változó	Független változók
SLM I.	TT	TÉRTÉK
SLM II.	TT	FT123
SLM III.	TT	FT456
SLM IV.	TT	TÉRTÉK + ŐS + ŐHA + MG + ESZH
SLM IVa.	TT	TÉRTÉK + MG + ESZH
SLM V.	TT	FT123 + ŐS + ŐHA + MG + ESZH
SLM Va.	TT	FT123 + MG + ESZH
SLM VI.	TT	FT456 + ŐS + ŐHA + MG + ESZH
SLM VIa.	TT	FT456 + MG + ESZH

(TT = 2-7 éves őz bakok 10 éves (1997-2006) átlagos trófeatömeg értékei (g) vadgazdálkodási egységenként (n=1195); TÉRTÉK = talajértékszám (%) (talajtermékenységi mutató); FT123 = a váztalajok (FT1), a kőzethatású talajok (FT2) és a barna erdőtalajok (FT3) vadgazdálkodási egységenkénti területi részarányának összege (%); FT456 = a csernozjom talajok (FT4), a szikes talajok (FT5) és a réti talajok (FT6) vadgazdálkodási egységenkénti területi részarányának összege (%); ŐS = 10 éves (1997-2006) átlagos őzsűrűség vadgazdálkodási egységenként (példány/km^2); ŐHA = 10 éves (1997-2006) átlagos őz hasznosítási arány vadgazdálkodási egységenként (%); MG = mezőgazdasági területek vadgazdálkodási egységenkénti területi részaránya (%); ESZH = erdőterületek szegélyhossza vadgazdálkodási egységenként (km/km^2))

A teljes országot lefedő elemzés mellett a talajadottságok és a trófeatömeg kapcsolatának vizsgálatát elvégeztem jellemzően mezőgazdasági és jellemzően erdős területekre is. Mivel a „mezei” és „erdei” élőhelyek őz szempontjából történő elkülönítéséhez egyértelmű szempont nem ismert, ezért a térben összefüggő és könnyen definiálható vadászterület lehatároláshoz hazánk megyéit illetve azok erdősültségi értékeit (MGSZH 2010) használtam fel. A tipikusan mezőgazdasági élőhelyek reprezentálásához a legalacsonyabb erdősültségű Békés (erdősültség: 4,5%), Jász-Nagykun-Szolnok (5,8%) illetve Csongrád (8,9%) megyét (n=170), míg a tipikusan erdős élőhelyként Zala (erdősültség: 31,1%), Veszprém (29,8%), Somogy (29,3%) és Vas (28,1%) megyét (n=205) választottam. (Nógrád megye erdősülsége ugyan a legmagasabb (38,6%), azonban térben elkülönül a sorban utána következőktől, ezért nem szerepel az elemzésben.)

A talaj főtípus változók előszelektálására a regressziós fa eljárást használtam az alterületek esetében is, amelyek eredményei alapján kerületek bevonásra az egyes talaj főtípus változók a regressziós modellekbe (13. táblázat). Szemben az országos vizsgálatokkal az alterületeknél nem volt szükség a talaj főtípus változók összevonására, mivel mindkettő esetében egy-egy főtípusnak jelentkezett szignifikánsan pozitív illetve negatív hatása. (A mezőgazdasági alterület esetében a csernozjom talajok (FT4) pozitív és a váztalajok (FT1) negatív hatása, míg az erdős alterület esetében a kőzethatású talajok (FT2) negatív és a csernozjom talajok (FT4) pozitív hatása jelentkezett, lásd az Eredmények fejezetet). A regressziós modellek független változóinak köre mindkét alterület esetében követi az országos vizsgálatnál kialakított rendszert (13. táblázat). Azonban a talaj főtípus változók közül csak a térbeli előfordulása alapján meghatározóbbat (18., 26. és 27. ábra) használtam az egyéb környezeti változókat is tartalmazó modellekben – a csernozjom

talajokat (FT4) a mezőgazdasági és a kőzethatású talajokat (FT2) az erdős területek esetében (13. táblázat).

Az alterületenkénti vizsgálat során a GeoDa szoftverben készített térbeli súly mátrix használatával a modellek térbeli autokorrelációját teljesen sikerült megszűntetni (Moran I = -0,005 és 0,006).

13. táblázat. Az őz trófeatömegek varianciájának a talajjellemzők által magyarázott részének meghatározásához felállított SLM regressziós modellek függő és független változóinak köre a mezőgazdasági és az erdős alterületeken

Modell[a]	Függő változó	Független változók
SLM I-mg.	TT	TÉRTÉK
SLM II-mg.	TT	FT1
SLM III-mg.	TT	FT4
SLM IV-mg.	TT	TÉRTÉK + ŐS + ŐHA + MG + ESZH
SLM V-mg.	TT	FT4 + ŐS + ŐHA + MG + ESZH
SLM I-erd.	TT	TÉRTÉK
SLM II-erd.	TT	FT2
SLM III-erd.	TT	FT4
SLM IV-erd.	TT	TÉRTÉK + ŐS + ŐHA + MG + ESZH
SLM V-erd.	TT	FT2 + ŐS + ŐHA + MG + ESZH

[a] A modellek sorszáma után található rövidítések a két alterület elkülönítésére és azonosítására szolgálnak: -mg: mezőgazdasági élőhelyek, Békés, Jász-Nagykun-Szolnok illetve Csongrád megye vadgazdálkodási egységei (n=170); -erd: erdős élőhelyek, Zala, Veszprém, Somogy és Vas megye vadgazdálkodási egységei (n=205).
(TT = 2-7 éves őz bakok 10 éves (1997-2006) átlagos trófeatömeg értékei (g); TÉRTÉK = talajértékszám (%) (talajtermékenységi mutató); FT1 = a váztalajok területi részaránya (%); FT2 = a kőzethatású talajok területi részaránya (%); FT4 = a csernozjom talajok területi részaránya (%); ŐS = 10 éves (1997-2006) átlagos őzsűrűség vadgazdálkodási egységenként (példány/km^2); ŐHA = 10 éves (1997-2006) átlagos őz hasznosítási arány vadgazdálkodási egységenként (%); MG = mezőgazdasági területek vadgazdálkodási egységenkénti területi részaránya (%); ESZH = erdőterületek szegélyhossza vadgazdálkodási egységenként (km/km^2))

Az egyes modellek, azaz a modellekbe bevont független változók magyarázó erejének kifejezésére a determinációs együttható (determination coefficient, R^2) értékeket és a modellek Akaike információs kritériumát (Akaike's Information Criterion, AIC) használtam. A determinációs együttható az eredményváltozónak (függő változónak) a regresszió által magyarázott és a teljes eltérés-négyzetösszegeinek hányadosaként számítható mutatószám. Az R^2 azt fejezi ki, hogy a függő változó teljes variabilitásából a magyarázó változó(k)tól való függés hányad részt magyaráz. Az R^2 százszorosa megmutatja, hogy a regressziós modellel a függő változó adataiban meglévő varianciának (bizonytalanságnak) hány százaléka szüntethető meg. Ezért ezt a százalékos értelmezésű mutatót szokták a modell magyarázó erejének is nevezni. Az R^2 mutatónak az a kedvezőtlen tulajdonsága, hogy a független változók magyarázó erejétől függetlenül mindig a legbővebb modell esetében a legnagyobb (REICZIGEL et al. 2007, HUNYADI és VITA 2008).

Ezzel szemben az AIC meghatározásakor egy korrekciós taggal „büntetésre" kerül a paraméterek nagy száma. Az AIC mutató olyan konstrukciójú, hogy ennek minimálása a maximális információ-felhasználású modellhez vezet. (Mivel a mutató a maradék négyzetösszegekre épít, természetesen kis értékei jelzik a jó modellt.) Ez a mutató is előnyben részesíti a jó illeszkedésű, ugyanakkor bünteti a nagy számú változót tartalmazó modelleket. A fentiek alapján tehát minél

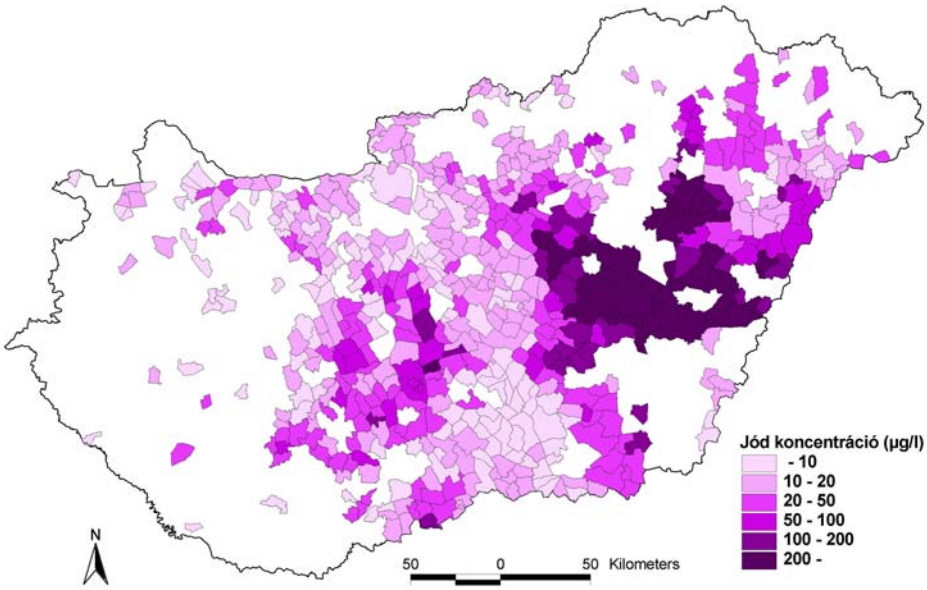
kisebb egy modell AIC értéke, annál nagyobb a modell magyarázó ereje. Ugyanakkor az AIC nem egy abszolút mérőszáma a modell illeszkedésének. Abban az esetben használható a modellek összevetésére, ha az ugyanazon függő változóval képzett modellek egymásba ágyazottak, azaz a kezdeti magyarázó változó készletből képzett különböző változó kombinációjú modellekről van szó (BURNHAM és ANDERSON 2004, DOMÁN 2005, REICZIGEL et al. 2007).

A talajadottságok országos eredményeinek további értelmezéséhez minden egyes talaj főtípusra kiszámítottam az átlagos talajtermékenységi mutatót a talajértékszámok felhasználásával illetve a mezőgazdasági és erdőterület arányokat (30. ábra).

3.6.2. Környezeti jódeloszlás hatásának vizsgálata

A vízbázis jódtartalma és az őz trófeatömege közötti kapcsolat vizsgálatához szintén az SLM regressziós eljárást használtam. Csak azon vadgazdálkodási egységek adataival végeztem a statisztikai elemzést, amelyek területének legalább 95%-ról rendelkezésre álltak jódtartalom értékek (n=597; 10. táblázat, 28. ábra). A modellben függő változóként a trófeatömegek, független változóként a jódkoncentráció értékek természetes alapú logaritmusai (ln) szerepeltek (SLM VII., 14. táblázat). Továbbá az agancsfejlesztésre kifejtett egységes hatásuk vizsgálatára a fent ismertetett környezeti tényezőket, mint az őz populációsűrűséget és hasznosítási arányt, a mezőgazdasági művelés alatt álló területek részarányát és az erdőszegélyek hosszát valamint a talajadottságok jellemzésére a talajtípusok részarányát (FT456, mert nagyrészt mezőgazdasági műveléssel jellemezhető vadgazdálkodási egységek szerepelnek a vizsgálatban, amelyek területén az FT456 talaj főtípusok a meghatározóak; lásd 26. és 28. ábra) vontam be az elemzésbe (SLM VIII., 14. táblázat). Annak ellenére, hogy az SLM VIII. modellbe olyan változók kerültek bevonásra, amelyek hatása az országos (n=1195) vizsgálatok alapján igazolódott (lásd az Eredmények fejezetet) a jódtartalom értékkel jellemezhető szűkített mintaszámú (n=597) vizsgálatnál szükségessé vált a modellbe bevont változók körének szelektálása (SLM IX.). Az SLM IX. esetében a regressziós modellek független változóinak kiválasztásához használt lépésenkénti (stepwise) szelekciós módszerhez (KETSKEMÉTY és IZSÓ 2005) hasonló eljárást alkalmaztam. A magyarázó változókat annak függvényében vontam be vagy távolítottam el a hipotetikus modellekből, hogy a modellek AIC értékének változását illetve a függő változók szignifikancia-szintjének változását vizsgáltam és így jutottam el a legjobban illeszkedő modellhez. A következő változók körével dolgoztam: TÉRTÉK = talajértékszám; FT123 = a váztalajok (FT1), a kőzethatású talajok (FT2) és a barna erdőtalajok (FT3) vadgazdálkodási egységenkénti területi részarányának összege; FT456 = a csernozjom talajok (FT4), a szikes talajok (FT5) és a réti talajok (FT6) vadgazdálkodási egységenkénti területi részarányának összege; ŐS = 10 éves (1997-2006) átlagos őzsűrűség

vadgazdálkodási egységenként; ŐHA = 10 éves (1997-2006) átlagos őz hasznosítási arány vadgazdálkodási egységenként; MG = mezőgazdasági területek vadgazdálkodási egységenkénti területi részaránya; ESZH = erdőterületek szegélyhossza vadgazdálkodási egységenként és JÓD = a vízbázis jódkoncentráció értékek természetes alapú logaritmusa.



28. ábra. Átlagos vízbázis jódtartalom értékek vadgazdálkodási egységenként
(A térképen csak azok a vadgazdálkodási egységek kerültek feltüntetésre, amelyek területének legalább 95%-ról rendelkezésemre álltak jód koncentráció adatok.)

14. táblázat. Az őz trófeatömegek varianciájának a környezeti jódtartalom által magyarázott részének meghatározásához felállított SLM regressziós modellek függő és független változóinak köre

Modell	Függő változó	Független változók
SLM VII.	TT	JÓD
SLM VIII.	TT	JÓD + FT456 + ŐS + ŐHA + MG + ESZH
SLM IX.[a]	TT	JÓD + ŐHA + MG

[a] Az SLM IX. esetében a feltüntetett független változók a végső modellben szereplő változókat mutatják.
(TT = 2-7 éves őz bakok 10 éves (1997-2006) átlagos trófeatömeg értékei (g) vadgazdálkodási egységenként (n=597); JÓD = a vízbázis jódkoncentráció értékek természetes alapú logaritmusa; FT456 = a csernozjom talajok (FT4), a szikes talajok (FT5) és a réti talajok (FT6) vadgazdálkodási egységenkénti területi részarányának összege (%); ŐS = 10 éves (1997-2006) átlagos őzsűrűség vadgazdálkodási egységenként (példány/km^2); ŐHA = 10 éves (1997-2006) átlagos őz hasznosítási arány vadgazdálkodási egységenként (%); MG = mezőgazdasági területek vadgazdálkodási egységenkénti területi részaránya (%); ESZH = erdőterületek szegélyhossza vadgazdálkodási egységenként (km/km^2))

A kialakításra kerülő modellek esetében a multikollinearitást szintén teszteltem és a VIF értékek alapján (<3) a modell eredményekre nem volt torzító hatása. Továbbá a felhasznált, csökkentett számú vadgazdálkodási egység (n=597) esetében a GeoDa szoftverben készített térbeli súly mátrix használatával a modellek térbeli autokorrelációját teljesen sikerült megszűntetni (Moran I = -0,009 és 0,01).

A környezeti jódtartalom függvényében megfigyelhető trófeatömeg változások szemléltetésére grafikonokat készítettem (32. ábra). Ehhez először a vadgazdálkodási egységeket a jellemző jód-koncentráció logaritmált értékei alapján 1 egységnyi széles (1 ln µg/l) intervallumokba soroltam. Az első ábra (A) az összes vizsgálatba bevont vadgazdálkodási egység felhasználásával mutatja a trófeatömeg értékek változását a környezeti jódtartalom növekedése mellett. Ezek után a vadgazdálkodási egységek között elkülönítéseket végeztem külön-külön a felszínborítási információk, a talajjellemzők, az őzsűrűség és a hasznosítási arány alapján. Így a második ábrán (B) a jellemzően mezőgazdasági művelés alatt álló (50% feletti) illetve a jellemzően erdővel borított területek (50% feletti) eredményei láthatóak. A harmadik ábra (C) az erdőszegélyhossz függvényében elkülönített vadgazdálkodási egységek trófeatömeg értékeinek változását mutatja: alacsonyabb erdőszegélyhossz (átlagos érték alatti, <0,72km/km^2) illetve magasabb erdőszegélyhossz (átlagos érték feletti, >0,72km/km^2) bontásban. A negyedik ábra (D) a magasabb őzsűrűség (átlag feletti, >3,67 példány/km^2) és az alacsonyabb őzsűrűség (átlag alatti, <3,67 példány/km^2) melletti változásokat mutatja. Az ötödik ábrán (E) az őz állomány magasabb hasznosítási arányával (átlag feletti, >20,8%) illetve a alacsonyabb hasznosítási arányával (átlag alatti, <20,8%) jellemezhető területek trófeatömeg értékei láthatóak a környezeti jódtartalom függvényében. A hatodik ábra (F) a termékenyebb talajokkal (átlagos talajértékszám nagyobb 60%-nál) illetve a kevésbé termékeny talajokkal (átlagos talajértékszám kisebb 30%-nál) jellemezhető vadgazdálkodási egységek átlagos trófeatömeg értékei láthatóak a jód koncentráció változás mellett. Végezetül az utolsó ábrán (G) a jellemzően csernozjom (FT4), szikes (FT5) és réti (FT6) talaj főtípusokkal (összesített területarányuk nagyobb 50%-nál, FT456 > 50%) illetve a jellemzően váztalaj (FT1), kőzethatású (FT2) és barna erdőtalaj (FT3) főtípusokkal (összesített területarányuk nagyobb 50%-nál, FT123 > 50%) rendelkező vadgazdálkodási egységek trófeatömeg-érték változása látható a jódkoncentráció függvényében.

4. EREDMÉNYEK

4.1. A talaj főtípus és talajtermékenységi változók hatása

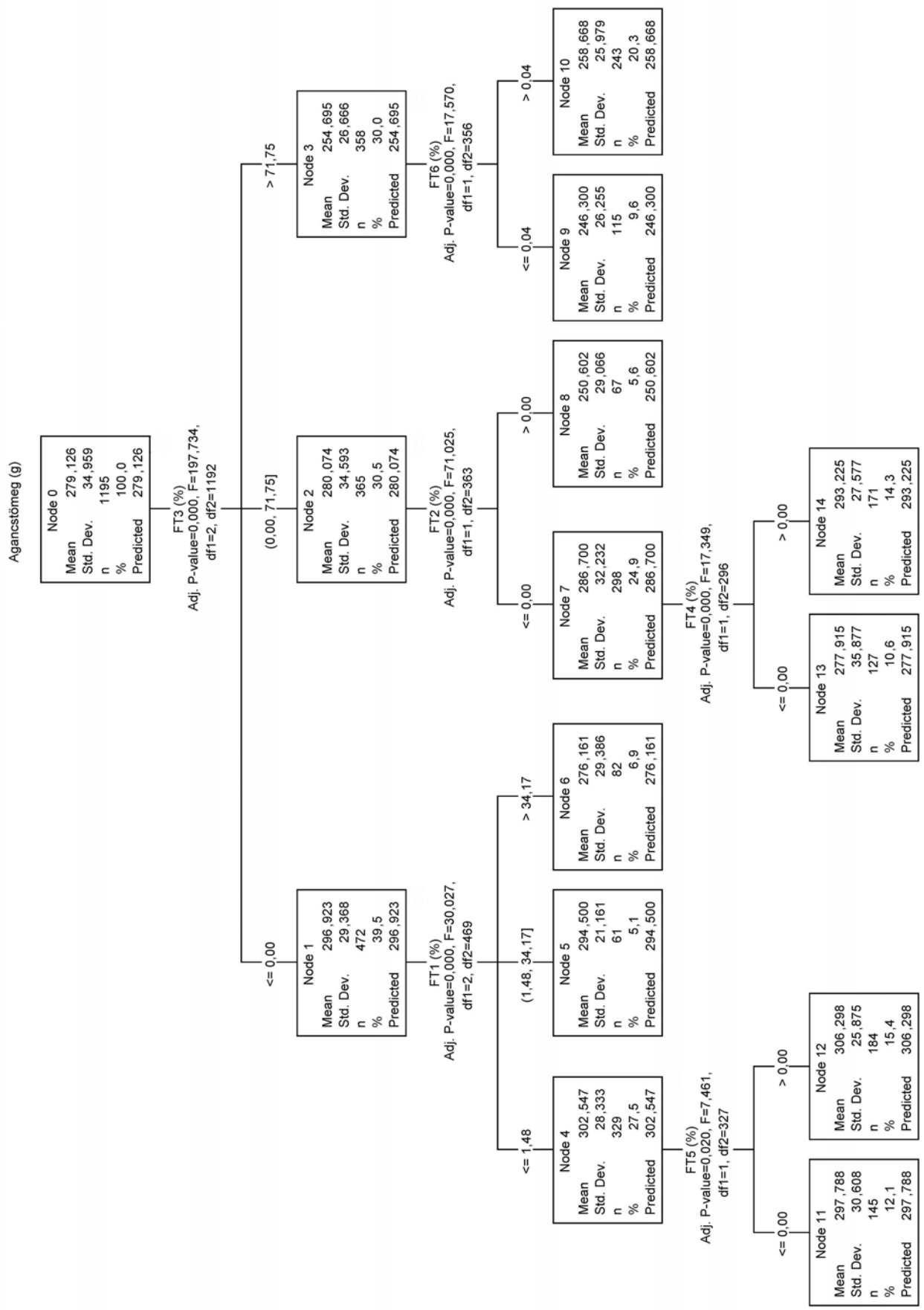
4.1.1. Az országos elemzés eredményei

A talaj főtípus változók regressziós modellekben való szerepeltetéséhez, a közöttük meglévő multikollinearitás miatt szükségessé vált azok előszelektálása, így először az erre a célra használt regressziós fa eredményeit mutatom be (29. ábra, 15. táblázat). Az eljárás eredményeivel továbbá lehetőségem nyílt az egyes talaj főtípusok bizonyos fokú, az agancsfejlesztés szempontjából történő minősítésére is, amelyet szintén a regressziós modellek tárgyalása előtt részletezek.

15. táblázat. A talaj főtípus változók agancstömegre kifejtett hatásuk alapján történő vizsgálatára és előszelektálására készített regressziós fa eljárás eredménye

Csomó-pont (node)	Mintaszám		Trófeatömeg (g)	Származási csomó-pont	Elsődleges független változó				
	darab	%	átlag ± szórás		változó neve	*P*=	F	df1,df2	"vágási" érték
0	1195	100	279,1±34,95						
1	472	39,5	296,9±29,36	0	FT3 (%)	0,000	197,734	2,1192	<0,001
2	365	30,5	280,0±34,59	0	FT3 (%)	0,000	197,734	2,1192	>0,00; <71,75
3	358	29,9	254,6±26,66	0	FT3 (%)	0,000	197,734	2,1192	>71,75
4	329	27,5	302,5±28,33	1	FT1 (%)	0,000	30,027	2,469	<1,48
5	61	5,1	294,4±21,16	1	FT1 (%)	0,000	30,027	2,469	>1,48; <34,17
6	82	6,8	276,1±29,38	1	FT1 (%)	0,000	30,027	2,469	>34,17
7	298	24,9	286,7±32,23	2	FT2 (%)	0,000	71,024	1,363	<0,00
8	67	5,6	250,6±29,06	2	FT2 (%)	0,000	71,024	1,363	>0,00
9	115	9,6	246,3±26,25	3	FT6 (%)	0,000	17,570	1,356	<0,04
10	243	20,3	258,6±25,97	3	FT6 (%)	0,000	17,570	1,356	>0,04
11	145	12,1	297,7±30,6	4	FT5 (%)	0,020	7,460	1,327	<0,00
12	184	15,3	306,2±25,87	4	FT5 (%)	0,020	7,460	1,327	>0,00
13	127	10,6	277,9±35,87	7	FT4 (%)	0,000	17,349	1,296	<0,00
14	171	14,3	293,2±27,57	7	FT4 (%)	0,000	17,349	1,296	>0,00

(FT1= váztalajok; FT2 = kőzethatású talajok; FT3 = barna erdőtalajok; FT4 = csernozjom talajok; FT5 = szikes talajok; FT6 = réti talajok)



29. ábra. A talaj főtípus változók agancstömegre kifejtett hatásuk alapján történő előszelektálására készített regressziós fa eljárás eredménye
(FT1= váztalajok; FT2 = kőzethatású talajok; FT3 = barna erdőtalajok; FT4 = csernozjom talajok; FT5 = szikes talajok; FT6 = réti talajok)

A regressziós fa eljárás alapján (29. ábra, 15. táblázat) a trófeatömegekre legerősebb hatást gyakorló talaj főtípus a **barna erdőtalaj (FT3)**. Területi arányának növekedésével az átlagos trófeatömeg értékek csökkennek, így negatív hatású főtípusnak tekinthető. Az FT3 területi arányai alapján az eljárás három csoportba sorolta a vadgazdálkodási egységeket (node 1, 2 és 3; csomópont 1, 2 és 3), amelyek mindegyike további alcsoportokra osztódott a második szinten.

- Azokon a területeken, ahol az FT3 nem fordult elő (≤0,001%; node 1) a **váztalajok talaj főtípus (FT1)** területi aránya alapján újabb 3 csoport került kialakításra a második szinten (node 4, 5 és 6). Az FT1, hasonlóan az FT3-hoz szintén negatív hatású talaj főtípus, mivel értékének növekedésével az átlagos trófeatömeg értékek csökkenek. Az FT1 alapján kialakított három csoport közül csak az első (node 4) darabolódott a harmadik szinten további két csoportra (node 11 és 12).
    - Az FT1 legalacsonyabb értékével jellemezhető területek (≤1,48%; node 4) további két csoportba sorolódtak a **szikes talajok (FT5)** főtípus alapján a harmadik szinten (node 11 és 12). Az FT5 pozitív hatású főtípusnak tekinthető, mivel nagyobb területi részaránya mellett nagyobb trófeatömeg értékeket találhatunk.
- Azok a vadgazdálkodási egységek, amelyek területén 0,001%-nál magasabb, de 71,7% alatti az FT3 területi részaránya (node 2) a **kőzethatású talajok (FT2)** főtípus alapján további két csoportra osztódtak a második szinten (node7 és 8). Az FT2 alacsonyabb területi aránya mellett átlagosan nagyobb trófeatömegekkel találkozunk, így ez a főtípus szintén negatív hatású. Az FT2 alapján kialakított két csoport közül csak az első (node 7) darabolódott a harmadik szinten további két csoportra.
    - Az FT2 alacsony (vagy nulla) értékével jellemezhető területek (≤0,001%; node 7) további két csoportba sorolódtak a **csernozjom talajok (FT4)** főtípus alapján a harmadik szinten (node 13 és 14). Az FT4 pozitív hatású főtípusnak tekinthető, mivel nagyobb területi részaránya mellett nagyobb trófeatömeg értékeket találhatunk.
- Azok a vadászterületek, amelyeken 71,7%-nál magasabb az FT3 területi részaránya (node 3) a **réti talajok (FT6)** főtípus alapján további két csoportra osztódtak a második szinten (node 9 és 10). Az FT6 a pozitív hatású főtípusok csoportjába sorolódik, mivel azok a vadgazdálkodási egységek, amelyek területén nagyobb arányban fordul elő nagyobb trófeatömeg értékekkel jellemezhetőek.

A regressziós fa eljárás alapján az őzagancs tömege szempontjából pozitív hatású talaj főtípusnak tekinthetők a réti talajok (FT6), a csernozjom talajok (FT4) és a szikes talajok (FT5). Ezen talaj főtípusok vadgazdálkodási egységen belüli területi arányának növekedése nagyobb

trófeatömegeket eredményez. Negatív hatásúnak mutatkoztak a barna erdőtalajok (FT3), a váztalajok (FT1) és a kőzethatású talajok (FT2), ezek vadgazdálkodási egységen belüli területarányának növekedése kisebb trófeatömegeket eredményez. Az agancstömegre kifejtett hatása elhanyagolható a láptalajoknak (FT7), a mocsári erdők talajainak (FT8) és az öntés talajoknak (FT9). Az utóbbi három talaj főtípus országos területi részaránya nagyon alacsony (FT7 1,4%, FT8 0,1%, FT9 2,7%) ezért sem mutatható ki hatásuk az agancstömegek változatosságában. Továbbá az országos legnagyobb területi arányával (34,3%) magyarázható a barna erdőtalajok elsődleges meghatározó jelentősége is (a következő két legnagyobb aránnyal rendelkező talaj főtípus az FT4 22,1%-kal és az FT6 21,2%-kal, majd az FT1 következik 8,2%-kal, 7. táblázat).

A negatív (FT1, FT2, FT3) és pozitív (FT4, FT5, FT6) hatású talaj főtípusokat az Anyag és módszer fejezetben ismertetett módon összegezve (FT123 és FT456) szerepeltettem a további elemzésekben.

A talajtermékenységi mutató önálló hatását vizsgálva (SLM I.) a trófeatömegek varianciájának 10,4%-át magyarázza és ez a modell rendelkezett a legmagasabb Akaike értékkel (AIC=11764, 16. táblázat).

A pozitív hatású talaj főtípusok (FT456, SLM III.) közel azonos magyarázó erővel (33,1%) rendelkeztek, mint a negatív hatású talaj főtípusok (FT123, SLM II.), amelyek esetében a determinációs koefficiens százalékosan kifejezett értéke 33,6% (FT456 AIC = 11415 vs. FT123 AIC = 11406, 16. táblázat), így a negatív hatású csoport jelentősége kis mértékben erősebb a talaj főtípusok önálló hatásának vizsgálata során. Ezt alátámasztja a regressziós fa eljárás eredménye is, amely során a negatív hatású talaj főtípusok első (FT3) és második (FT1, FT2) szinten, míg a pozitív hatásúak második (FT6) és harmadik szinten (FT5, FT4) „hasították” az adatbázist (29. ábra). Ezek a különbségek azonban biológiai szempontból elhanyagolhatók. Az FT123 és az FT456 között fennálló negatív korreláció miatt (ha az egyik területi aránya nő, akkor a másiké csökken; lásd multikollinearitás a 3.6.1. fejezetben) természetesen a trófeatömegre kifejtett modellekbeli hatásuk is ellentétes lesz (17. táblázat).

A negyedik modell (SLM IV.) – amelyben a talajtermékenységi mutató (talajértékszám) mellett az őzsűrűség, a hasznosítási arány, a mezőgazdasági terület arány és erdőszegélyhossz változók is bevonásra kerültek, mint magyarázó változók – a trófeatömeg varianciájának 50,6%-át magyarázza (AIC = 11059, 16. táblázat). Azonban a talajértékszám nem gyakorolt szignifikáns hatást a modellre (P = 0,726, 17. táblázat).

Az ötödik modell (SLM V.) – amelyben a negatív hatású talaj főtípus változó (FT123) mellett szerepeltek az őzsűrűség, a hasznosítási arány, a mezőgazdasági terület arány és erdőszegélyhossz változók – a trófeatömeg varianciájának 51,8%-át magyarázza és ez a modell rendel-

kezik a legalacsonyabb Akaike értékkel is (AIC = 11030), amely alapján ezt a modellt tekinthetjük a legjobban illeszkedőnek (16. táblázat).

A hatodik modell (SLM VI.) – amelyben a pozitív hatású talaj főtípus változó (FT456) mellett szerepeltek a populációs és felszínborítási változók – a trófeatömeg varianciájának 51,6%-át magyarázza. A modell Akaike értéke nagyobb mint az SLM V. esetében meghatározott (AIC = 11035, 16. táblázat), bár nagymértékű különbségről nem beszélhetünk, sőt ez a különbség biológiai szempontból szinte el is hanyagolható.

A csak felszínborítási és élőhelyszerkezeti változóval kiegészített modellek (SLM IVa., SLM Va. és SLM VIa.) statisztikai mutatói követik az eddig ismertetett eredményeket, ha az egyes talajjellemzők egymáshoz való viszonyát vizsgáljuk. A populációs és felszínborítási változókat is tartalmazó kiegészített modellekhez (SLM IV., SLM V. és SLM VI.) képest annyi különbség figyelhető meg, hogy a csökkentett számú független változó miatt magyarázó erejük alacsonyabb, míg AIC értékük magasabb lett (16. és 17. táblázat).

16. táblázat. Spatial lag regressziós modellek eredményei

Modell[a]	Független változók	df	K	AIC	R^2
SLM I.	TÉRTÉK	1192	3	11764	0,104
SLM II.	FT123	1192	3	11406	0,336
SLM III.	FT456	1192	3	11415	0,331
SLM IV.	*TÉRTÉK*[b] + ŐS + ŐHA + MG + ESZH	1188	7	11059	0,506
SLM IVa.	*TÉRTÉK*[b] + MG + ESZH	1190	5	11188	0,448
SLM V.	FT123 + ŐS + ŐHA + MG + ESZH	1188	7	11030	0,518
SLM Va.	FT123 + MG + ESZH	1190	5	11123	0,477
SLM VI.	FT456 + ŐS + ŐHA + MG + ESZH	1188	7	11035	0,516
SLM VIa.	FT456 + MG + ESZH	1190	5	11135	0,472

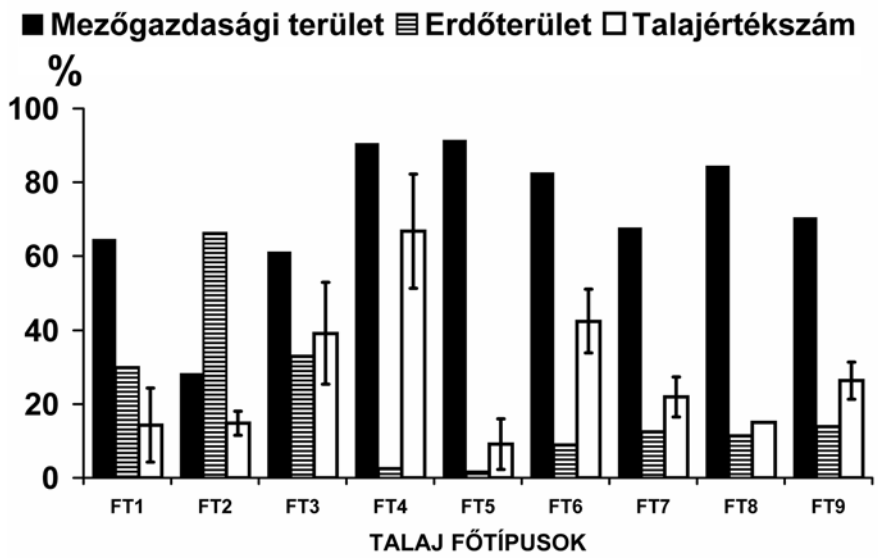
[a] = A függő változó az őz trófeatömeg érték (g).
[b] = A TÉRTÉK változónak nem volt szignifikáns hatása a modellre; sorrendben: $P = 0,726$ és $P = 0,367$.
(df = szabadsági fok; K = a modell változók száma; AIC = Akaike információs kritérium; R^2 = determinációs koefficiens; TÉRTÉK = talajtermékenységi mutató; FT123 = a váztalajok (FT1), a kőzethatású talajok (FT2) és a barna erdőtalajok (FT3) összesített területarányai; FT456 = a csernozjom talajok (FT4), a szikes talajok (FT5) és a réti talajok (FT6) összesített területarányai; ŐS = őzsűrűség, ŐHA = őz hasznosítási arány; MG = mezőgazdasági terület aránya; ESZH = erdőterületek szegélyhossza)

A talaj főtípusoknak az agancsfejlesztésre kifejtett pozitív illetve negatív hatása alapján történt elkülönülésének, valamint a talajtermékenység illetve a talaj főtípusok regressziós modellek szerinti eredményeinek további értékeléséhez, az egyes talaj főtípusokra meghatároztam az átlagos talajtermékenységi mutatót, a talajértékszámok felhasználásával illetve a mezőgazdasági és erdőterület arányokat (30. ábra).

17. táblázat. A Spatial lag regressziós modellek paramétereinek eredményei

Modell[a]	Változó	Koefficiens	Sztd. hiba	z-statisztika	*P*=
SLM I.	W_TT	0,491	0,127	3,871	0,000
	Állandó	113,325	35,588	3,184	0,001
	TÉRTÉK	6,122	0,604	10,138	0,000
SLM II.	W_TT	0,490	0,093	5,279	0,000
	Állandó	163,540	26,158	6,252	0,000
	FT123	-0,457	0,021	-22,249	0,000
SLM III.	W_TT	0,537	0,089	6,008	0,000
	Állandó	106,846	25,078	4,261	0,000
	FT456	0,456	0,021	21,936	0,000
SLM IV.	W_TT	0,460	0,082	5,639	0,000
	Állandó	127,186	23,949	5,311	0,000
	ŐS	1,765	0,482	3,665	0,000
	ŐHA	-86,853	8,713	-9,968	0,000
	MG	0,591	0,058	10,113	0,000
	ESZH	-9,400	1,550	-6,065	0,000
	TÉRTÉK	0,176	0,501	0,350	0,726
SLM IVa.	W_TT	0,511	0,090	5,666	0,000
	Állandó	82,536	25,854	3,192	0,001
	MG	0,794	0,057	13,882	0,000
	ESZH	-9,309	1,563	-5,956	0,000
	TÉRTÉK	0,475	0,527	0,902	0,367
SLM V.	W_TT	0,438	0,076	5,758	0,000
	Állandó	138,479	22,227	6,230	0,000
	ŐS	1,327	0,482	2,754	0,006
	ŐHA	-77,883	8,765	-8,886	0,000
	MG	0,569	0,057	9,972	0,000
	ESZH	-5,700	1,668	-3,418	0,001
	FT123	-0,134	0,024	-5,467	0,000
SLM Va.	W_TT	0,475	0,081	5,877	0,000
	Állandó	106,060	23,190	4,573	0,000
	MG	0,715	0,056	12,847	0,000
	ESZH	-4,176	1,642	-2,544	0,011
	FT123	-0,200	0,024	-8,191	0,000
SLM VI.	W_TT	0,454	0,076	5,998	0,000
	Állandó	124,987	22,032	5,673	0,000
	ŐS	1,443	0,481	3,000	0,003
	ŐHA	-79,375	8,745	-9,077	0,000
	MG	0,542	0,058	9,363	0,000
	ESZH	-6,859	1,610	-4,260	0,000
	FT456	0,121	0,024	4,985	0,000
SLM VIa.	W_TT	0,496	0,080	6,189	0,000
	Állandó	85,352	22,878	3,731	0,000
	MG	0,686	0,057	12,013	0,000
	ESZH	-5,788	1,595	-3,629	0,000
	FT456	0,181	0,024	7,406	0,000

[a] = A függő változó az őz trófeatömeg érték (g)
(W_TT = térben késleltetett változó; Állandó = tengelymetszet;TÉRTÉK = talajtermékenységi mutató; FT123 = a váztalajok (FT1), a kőzethatású talajok (FT2) és a barna erdőtalajok (FT3) összesített területarányai; FT456 = a csernozjom talajok (FT4), a szikes talajok (FT5) és a réti talajok (FT6) összesített területarányai; ŐS = őzsűrűség; ŐHA = őz hasznosítási arány; MG = mezőgazdasági terület arány; ESZH = erdőterületek szegélyhossza)



30. ábra. Az egyes talaj főtípusok jellemző talajértékszáma (talajtermékenységi mutatója) és a mezőgazdasági illetve erdőgazdasági kezelés alatt álló területek részaránya
(negatív hatású talaj főtípusok: FT1 = váztalajok, FT2 = kőzethatású talajok, FT3 = barna erdőtalajok; pozitív hatású talaj főtípusok: FT4 = csernozjom talajok, FT5 = szikes talajok, FT6 = réti talajok; „semleges" hatású talaj főtípusok: FT7 = láptalajok, FT8 = mocsári erdők talajai, FT9 = öntés talajok.)

Az 30. ábra szerint a nagyobb agancstömegekhez köthető (fenti eredményeim alapján pozitív hatású) talaj főtípusok közül a csernozjom talajok (FT4) és a réti talajok (FT6) esetében az átlagos talajtermékenységi mutató 40% feletti (FT4 67%, FT6 42%), azonban a szikes talajok (FT5) esetében csak 9%. Ezzel szemben a kisebb átlagos agancstömegekkel jellemezhető (negatív hatású) talaj főtípusok közül a barna erdőtalajok (FT3) átlagos talajértékszáma 39%, ami kiemelkedik a váztalajok (FT1) és a kőzethatású talajok (FT2) 14 és 15%-os értékéhez képest. Azonban a felszínborítási információk már egységesebb képet mutatnak a talaj főtípusok pozitív és negatív hatású csoportjain belül. A váztalajok (FT1), a kőzethatású talajok (FT2) és a barna erdőtalajok (FT3) összesített erdőborítási arányai 30% felettiek (FT1 30%, FT2 66%, FT3 33%), míg a pozitív hatású csoportba tartozó talaj főtípusok erdősültségi értékei 10% alattiak (FT4 3%, FT5 2%, FT6 9%). A mezőgazdasági művelés alatt álló területek arányai 65% alattiak a negatív hatású főtípusoknál (FT1 64%, FT2 28%, FT3 61%), és 80% felettiek a pozitív hatású talaj főtípusok esetében (FT4 90%, FT5 91%, FT6 82%).

A regressziós modellek eredményeiben is megmutatkozik, hogy a talajjellemzők közül a talajtermékenység által magyarázható variancia kisebb, mint a talaj főtípusok alapján magyarázható (16. táblázat). Sőt a populációs és felszínborítási információkkal kiegészített modellben (SLM IV.) a talajtermékenység el is vesztette szignifikáns hatását, míg a talaj főtípus változó a kiegészített modellel a legjobban illeszkedőnek tekinthető (SLM V. és SLM VI.).

A csak felszínborítási (MG) és élőhelyszerkezeti (ESZH) változókkal kiegészített modellek (SLM IVa., SLM Va. és SLM VIa.) és a populációs (ŐS, ŐHA) és felszínborítási (MG, ESZH)

változókat is tartalmazó kiegészített modellek (SLM IV., SLM V. és SLM VI.) statisztikai eredményeinek összehasonlítása alapján látható, hogy a mezőgazdasági terület arányhoz és erdőszegélyhosszhoz feltételezhetően nagyobb hatás köthető (16. és 17. táblázat), azonban a populációs jellemzők agancsfejlesztésbeli jelentősége sem hagyható figyelmen kívül.

Az egyes környezeti változók között, megvizsgálva azok regressziós együtthatójának (koefficiensének) előjelét (17. táblázat), két csoport alakítható ki. Az egyik csoportba sorolhatók azok a változók, amelyek pozitív előjellel szerepelnek így értékük növekedése a trófeatömegek növekedését eredményezi. Ez alapján kedvező, pozitív hatásúak a következő változók:

1. a mezőgazdasági terület részaránya,
2. a csernozjom, a réti és a szikes talajok területi részaránya,
3. az őz állománysűrűsége,
4. a talajtermékenység (bár hatása a végső modellben nem szignifikáns).

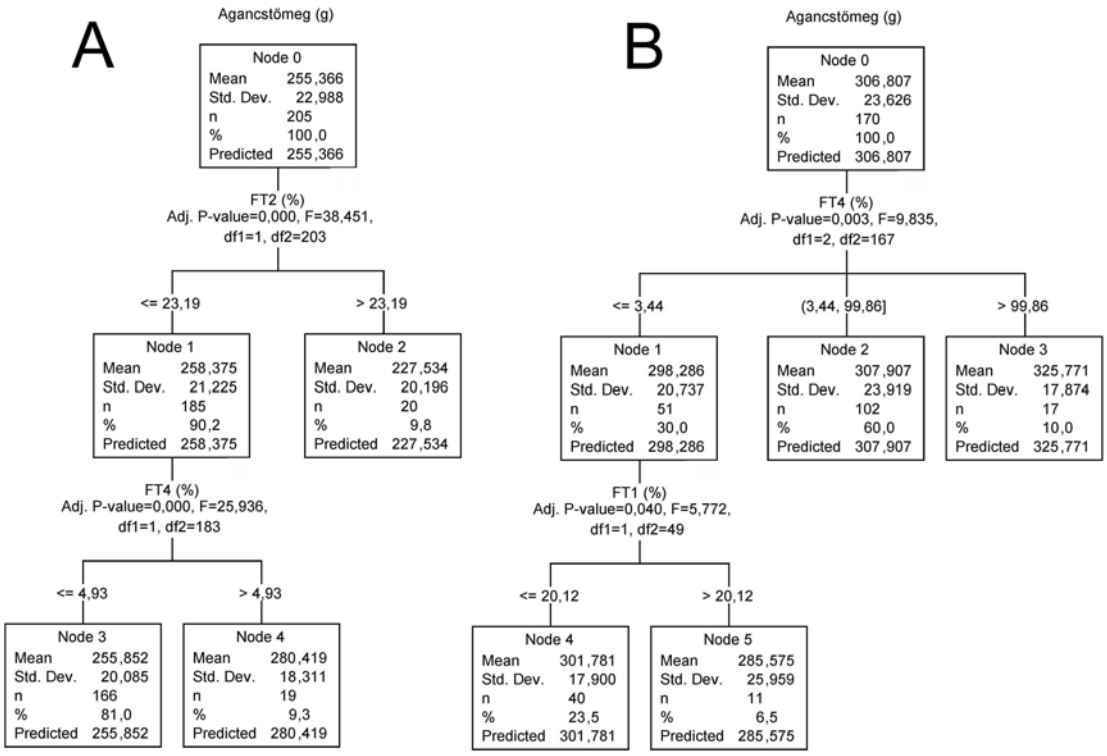
A negatív előjelű regressziós együtthatóval szereplő változók értékének növekedése a trófeatömegek csökkenését eredményezi. Így kedvezőtlen, negatív hatású környezeti tényezőnek tekinthetők a következők:

1. az erdőszegélyek hossza,
2. a váz-, a kőzethatású és a barna erdőtalajok területi részaránya,
3. az őzállomány hasznosítási aránya.

4.1.2. Az alterületenkénti elemzések eredményei

A talaj főtípus változók alterületenkénti előszelektálására elvégzett regressziós fa eljárás eredményei alapján a mezőgazdasági területeken (Békés, Jász-Nagykun-Szolnok és Csongrád megye) a csernozjom talajok (FT4) pozitív és a váztalajok (FT1) negatív hatása, míg az erdős területeken (Zala, Veszprém, Somogy és Vas megye) a kőzethatású talajok (FT2) negatív és a csernozjom talajok (FT4) pozitív hatása jelentkezett (31. ábra). Ezek alapján az egyes talaj főtípusok agancstömegre kifejtett hatásának előjele alterületenként azonos az országos vizsgálatok eredményeivel. A két alterületen a többi talaj főtípus változóknak nem volt statisztikailag kimutatható hatása az őz trófeatömegére, tehát a statisztikailag igazolható hatású talaj főtípusok köre csökkent az országos elemzéshez képest.

A jellemzően mezőgazdasági területeket tartalmazó vizsgálatok eredményei alapján a talajtermékenységi mutató (talajértékszám) nagyobb magyarázóerővel rendelkezik (10,8%, SLM I-mg.) a talaj főtípus változókkal (FT1: 5,8%, FT4: 7,6%) szemben. A két talaj főtípus változó közül pedig a pozitív hatású csernozjom talajok kimutatható hatása nagyobb a modellek alapján (SLM II-mg., SLM III-mg., 18. táblázat), azonban a különbségek nem jelentősek.



31. ábra. A talaj főtípus változók agancstömegre kifejtett hatásuk alapján történő előszelektálására készített regressziós fa eljárás eredményei alterületenként
(**A:** erdős területek: Zala, Veszprém, Somogy és Vas megye vadgazdálkodási egységei;
B: mezőgazdasági területek: Békés, Jász-Nagykun-Szolnok és Csongrád megye vadgazdálkodási egységei;
FT1= váztalajok; FT2 = kőzethatású talajok; FT4 = csernozjom talajok)

Az SLM IV-mg. modell, amely a talajértékszám mellett tartalmazza az élőhelyi és populációs változókat is, rendelkezik a legnagyobb magyarázó erővel (21,1%), bár a modellben szignifikáns hatása csak a talajtermékenységet (TÉRTÉK) és a hasznosítási nyomást (ŐHA) kifejező változónak van (19. táblázat). A talaj főtípus változót tartalmazó, kiegészített függetlenváltozó körrel felállított modellben (SLM V-mg.) azonban csak a hasznosítási arány index (ŐHA) hatása bizonyult szignifikánsnak, a többi és így a csernozjom talajok (FT4) területi rész-aránya sem rendelkezik statisztikailag igazolható hatással az őz trófeatömegére (19. táblázat).

A jellemzően mezőgazdasági élőhellyel szemben az erdős élőhelyeket reprezentáló alterület eredményei jobban hasonlítanak az országos eredményekre. A talaj főtípus változók közül a kőzethatású talajok (FT2: 19,9%, SLM II-erd.) nagyobb magyarázó erővel rendelkeznek, mint a talajtermékenység (TÉRTÉK: 17,0%, SLM I-erd.) és a sort a csernozjom talajok (FT4: 9,1%, SLM III-erd.) zárják a modellek eredményei alapján (18. táblázat).

A magasabb erdőborítású alterületen a kiegészített függetlenváltozó körrel felállított modellekben a talajtermékenység elveszette szignifikáns hatását (SLM IV-erd., 19. táblázat) és legnagyobb magyarázóerővel a talaj főtípus változót (FT2) tartalmazó modell rendelkezik (51,8%, SLM V-erd., 18. táblázat). (Az SLM V-erd. modellben csak a hasznosítási nyomás indexe (ŐHA) nem rendelkezik szignifikáns hatással, 19. táblázat.)

A mezőgazdasági alterületen az váztalajok (FT1) illetve az erdős alterületen a csernozjom talajok (FT4) kimutatható hatásának alacsony szintjét (szemben a talajtermékenységgel illetve az adott alterület másik talaj főtípus változójával) jelentősen meghatározza azok területi előfordulásának alacsony mértéke (18., 26. és 27. ábra).

A „mezei" és az „erdei" élőhelyeket reprezentáló alterületeken külön-külön elvégzett vizsgálatok alapján a következő megállapítások tehetőek:

- A vizsgálatokba bevont környezeti tényezők trófeatömegre kifejtett hatása azonos előjelű, mind az országos, mind pedig a két alterület esetében. Így a talaj főtípus változók kimutatható hatásának pozitív vagy negatív irányultsága sem változik.
- Az őz számára optimális körülményeket biztosító, jellemzően mezőgazdasági alterületen (Békés, Jász-Nagykun-Szolnok és Csongrád megye) a talaj főtípusok kimutatható hatása jelentősen mérséklődik és ezzel párhuzamosan a talajtermékenység hatása erősödik, az országos eredményekhez mérten. Emellett a többi környezeti tényezőnek a trófeatömegek varianciáját magyarázó hatása nem lesz statisztikailag igazolható, kivéve a területek közötti hasznosítási nyomásban meglévő különbségek kifejezésére használt hasznosítási arány indexet.
- A jelentősebb erdőborítású alterületen (Zala, Veszprém, Somogy és Vas megye), amely az őz számára nem tekinthető tipikusan jó élőhelynek (lásd például az érmesarányokat vagy trófeatömegeket szemléltető 1. és 2. ábrát) továbbra is jelentkezik az országos vizsgálatoknál kimutatott összefüggés, miszerint a trófeatömegekben meglévő területi különbségeket jobban magyarázza a talaj főtípusok területi részaránya, mint a talajtermékenység. Továbbá a többi környezeti tényező hatása is meghatározóbb lesz a trófeatömegekre, szemben a mezőgazdasági élőhelyekkel.

18. táblázat. Az alterületenkénti Spatial lag regressziós modellek eredményei

Modell[a]	Független változók	df	K	AIC	R^2
SLM I-mg.	TÉRTÉK	167	3	1543	0,108
SLM II-mg.	FT1	167	3	1552	0,058
SLM III-mg.	FT4	167	3	1549	0,076
SLM IV-mg.	TÉRTÉK + *ŐS*[b] + ŐHA + *MG*[b] + *ESZH*[b]	163	7	1530	0,211
SLM V-mg.	*FT4*[b] + *ŐS*[b] + ŐHA + *MG*[b] + *ESZH*[b]	163	7	1533	0,196
SLM I-erd.	TÉRTÉK	202	3	1833	0,170
SLM II-erd.	FT2	202	3	1827	0,199
SLM III-erd.	FT4	202	3	1852	0,091
SLM IV-erd.	*TÉRTÉK*[b] + ŐS + ŐHA + MG + ESZH	198	7	1750	0,469
SLM V-erd.	FT2 + ŐS + *ŐHA*[b] + MG + ESZH	198	7	1732	0,518

[a] = A függő változó az őz trófeatömeg érték (g). [b] = A megjelölt változónak nem volt szignifikáns hatása a modellre (P>0,05).
(df = szabadsági fok; K = a modell változók száma; AIC = Akaike információs kritérium; R^2 = determinációs koefficiens; TÉRTÉK = talajtermékenységi mutató; FT1 = a váztalajok területaránya, FT2 = a kőzethatású talajok területaránya; FT4 = a csernozjom talajok területaránya; ŐS = őzsűrűség, ŐHA = őz hasznosítási arány; MG = mezőgazdasági terület aránya; ESZH = erdőterületek szegélyhossza)

19. táblázat. Az alterületenkénti Spatial lag regressziós modellek paramétereinek eredményei

Modell[a]	Változó	Koefficiens	Sztd. hiba	z-statisztika	*P*=
SLM I-mg.	W_TT	0,273	0,482	0,568	0,570
	Állandó	201,066	148,425	1,355	0,176
	TÉRTÉK	0,449	0,098	4,565	0,000
SLM II-mg.	W_TT	-0,823	0,993	-0,829	0,407
	Állandó	562,028	305,376	1,840	0,066
	FT1	-0,360	0,113	-3,171	0,002
SLM III-mg.	W_TT	0,208	0,521	0,399	0,690
	Állandó	235,350	160,166	1,469	0,142
	FT4	0,176	0,047	3,761	0,000
SLM IV-mg.	W_TT	-0,384	0,804	-0,478	0,633
	Állandó	399,404	250,800	1,593	0,111
	ŐS	-0,363	1,161	-0,312	0,755
	ŐHA	-99,193	35,724	-2,777	0,005
	MG	0,419	0,256	1,635	0,102
	ESZH	-9,498	8,160	-1,164	0,244
	TÉRTÉK	0,257	0,104	2,469	0,014
SLM V-mg.	W_TT	-0,609	0,893	-0,682	0,495
	Állandó	480,820	277,499	1,733	0,083
	ŐS	-0,148	1,174	-0,126	0,900
	ŐHA	-108,921	35,904	-3,034	0,002
	MG	0,400	0,258	1,549	0,121
	ESZH	-11,593	8,236	-1,408	0,159
	FT4	0,078	0,050	1,565	0,118
SLM I-erd.	Állandó	0,162	0,536	0,303	0,762
	CONSTANT	184,000	136,642	1,347	0,178
	TÉRTÉK	0,834	0,129	6,473	0,000
SLM II-erd.	W_TT	0,688	0,218	3,152	0,002
	Állandó	83,244	55,642	1,496	0,135
	FT2	-0,587	0,083	-7,061	0,000
SLM III-erd.	W_TT	-0,055	0,689	-0,080	0,936
	Állandó	267,605	175,794	1,522	0,128
	FT4	0,525	0,115	4,561	0,000
SLM IV-erd.	W_TT	0,659	0,236	2,788	0,005
	Állandó	62,633	61,039	1,026	0,305
	ŐS	3,050	0,920	3,317	0,001
	ŐHA	-27,908	13,382	-2,085	0,037
	MG	0,422	0,099	4,263	0,000
	ESZH	-9,272	2,592	-3,577	0,000
	TÉRTÉK	0,195	0,125	1,559	0,119
SLM V-erd.	W_TT	0,789	0,148	5,320	0,000
	Állandó	43,546	38,661	1,126	0,260
	ŐS	3,030	0,871	3,480	0,001
	ŐHA	-19,151	12,669	-1,512	0,131
	MG	0,340	0,091	3,723	0,000
	ESZH	-11,146	2,501	-4,456	0,000
	FT2	-0,342	0,072	-4,759	0,000

[a] = A függő változó az őz trófeatömeg érték (g)
(W_TT = térben késleltetett változó; Állandó = tengelymetszet;TÉRTÉK = talajtermékenységi mutató; FT1 = a váztalajok területaránya, FT2 = a kőzethatású talajok területaránya; FT4 = a csernozjom talajok területaránya; ŐS = őzsűrűség; ŐHA = őz hasznosítási arány; MG = mezőgazdasági terület arány; ESZH = erdőterületek szegélyhossza)

4.2. A környezeti jódeloszlás hatása

A környezeti jódeloszlás agancsfejlesztésre kifejtett hatásának vizsgálatát csak azon vadgazdálkodási egységek adataival végeztem, amelyek területének legalább 95%-ról rendelkezésre álltak jódtartalom értékek, így a talajjellemzők országos elemzésekhez felhasznált 1195 vadgazdálkodási egység helyett 597 adataival dolgoztam (n=597; 10. táblázat).

A környezeti jódtartalom jellemzésére szolgáló vízbázis jódkoncentráció önálló hatását vizsgálva a modell az agancstömegek varianciájának 14,4%-át magyarázta (SLM VII., AIC=5844, 20. táblázat). Az országos vizsgálatok eredményei alapján az agancstömeget befolyásoló környezeti változókkal (mint a talaj főtípus változóval, a populációs és a felszínborítási jellemzőkkel) kiegészített modell magyarázó ereje 42,8%-ra növekedett (SLM VIII., AIC=5613, 20. táblázat).

A kiegészített SLM VIII. modellel kapcsolatban fontos megjegyezni, hogy míg az országos vizsgálatnál a talaj főtípus változó (FT456), az őzsűrűség illetve az erdőszegélyhossz is szignifikáns hatást gyakorolt a modellre, addig a jódadatok alapján leválogatott vadgazdálkodási egységek esetében a felsorolt változók elvesztették szignifikáns hatásukat (21. táblázat). Ezért az összes, a környezeti tényezőket reprezentáló változó felhasználásával, azok függő változóra kifejtett hatásuk (illetve parciális hatásuk) figyelembevételével felépítettem a legjobban illeszkedő modellt (SLM IX.). Így a végső modellben (SLM IX.) a mezőgazdasági terület arány, az őz hasznosítási arány és a környezeti jódtartalom értékek szerepelnek, és ez modell tekinthető a legjobban illeszkedőnek Akaike értéke alapján (AIC=5611).

20. táblázat. Spatial lag regressziós modellek eredményei

Modell[a]	Független változók	df	K	AIC	R^2
SLM VII.	JÓD	594	3	5844	0,144
SLM VIII.	JÓD + *FT456*[b] + *ŐS*[b] + ŐHA + MG + *ESZH*[b]	589	8	5613	0,428
SLM IX.	MG + ŐHA + JÓD	592	5	5611	0,424

[a] = A függő változó az őz trófeatömeg érték (g).
[b] = Az FT456 (*P*=0,515), a ŐS (*P*=0,072) és a ESZH (*P*=0,211) változóknak nem volt szignifikáns hatása a modellben.
(df = szabadsági fok; K = a modell változók száma; AIC = Akaike információs kritérium; R^2 = determinációs koefficiens; JÓD = vízbázis jódkoncentráció értékek természetes alapú logaritmusa; FT456 = a csernozjom talajok (FT4), a szikes talajok (FT5) és a réti talajok (FT6) összesített területarányai; ŐS = őzsűrűség, ŐHA = őz hasznosítási arány; MG = mezőgazdasági terület aránya; ESZH = erdőterületek szegélyhossza)

21. táblázat. A Spatial lag regressziós modellek paramétereinek eredményei

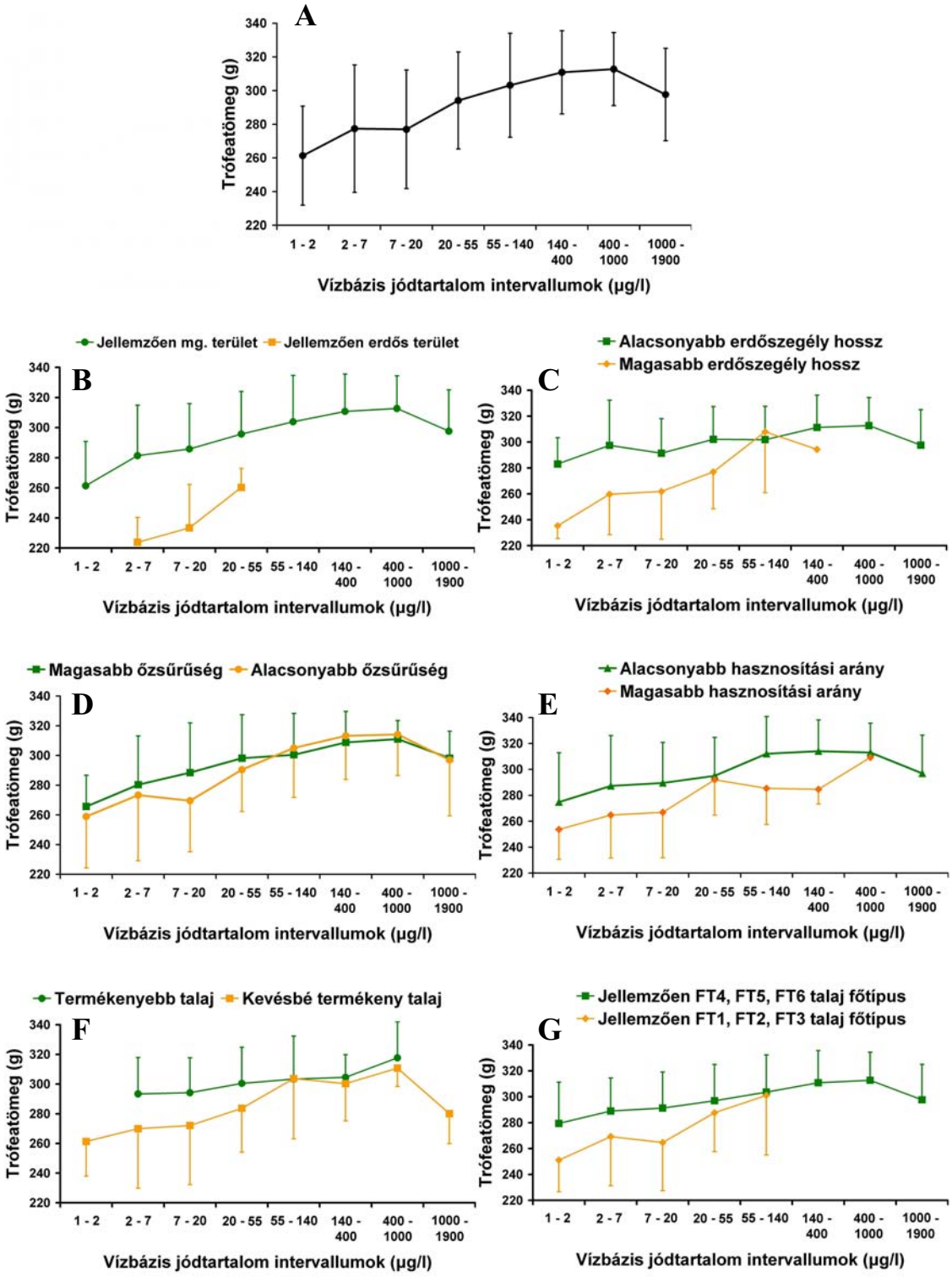
Modell[a]	Változó	Koefficiens	Sztd. hiba	z-statisztika	*P*=
SLM VII.	W_TT	0,068	0,016	4,369	0,000
	Állandó	243,431	4,886	49,822	0,000
	JÓD	8,090	1,011	8,002	0,000
SLM VIII.	W_TT	0,022	0,013	1,692	0,090
	Állandó	227,253	10,722	21,193	0,000
	ŐS	1,346	0,748	1,798	*0,072*
	ŐHA	-85,652	15,711	-5,451	0,000
	MG	0,768	0,093	8,186	0,000
	ESZH	-2,987	2,393	-1,248	*0,211*
	FT456	-0,026	0,039	-0,650	*0,515*
	JÓD	3,365	0,918	3,663	0,000
SLM IX.	W_TT	0,022	0,013	1,656	0,098
	Állandó	224,200	7,827	28,645	0,000
	ŐHA	-87,447	15,341	-5,700	0,000
	MG	0,832	0,062	13,473	0,000
	JÓD	3,331	0,878	3,795	0,000

[a]: A függő változó az őz trófeatömeg érték (g).
(W_TT = „térben késleltetett” változó; Állandó = tengelymetszet; JÓD = vízbázis jódkoncentráció értékek természetes alapú logaritmusa; TÉRTÉK = talajtermékenységi mutató; FT456 = a csernozjom talajok (FT4), a szikes talajok (FT5) és a réti talajok (FT6) összesített területarányai; ŐS = őzsűrűség; ŐHA = őz hasznosítási arány; MG = mezőgazdasági terület arány; ESZH = erdőterületek szegélyhossza)

A környezeti jódtartalom és a trófeatömegek viszonyának szemléltetésére az összes vizsgált egyéb környezeti tényező különböző szintjei mellett grafikonokon ábrázoltam a tömegértékek változását a jód tartalom függvényében (32. ábra).

Párhuzamosan a természetes vízbázis jódtartalmával kifejezett környezeti jód eloszlás növekedésével a trófeatömeg értékek is növekszenek 401-1000 µg/l-es jódtartalom intervallumig (átlagos jód koncentráció 640 µg/l), de ezek után csökkenés figyelhető meg a tömeg értékekben annak ellenére, hogy a jódtartalom esetleg tovább növekszik (32. ábra). Itt azonban fontos megjegyeznem, hogy a 200 µg/l feletti jódkoncentráció adatok az összes mintának csak a 3,1%-át teszik ki (n=58), így ezt a szintet meghaladó jódtartalomhoz kapcsolódó eredményeket ennek figyelembe vételével kell kezelni.

A jódtartalom emelkedésével a trófeatömegekben megfigyelhető emelkedő tendencia minden leválogatás esetében fennáll amellett, hogy az egyes környezeti tényezők alapján kialakított csoportok között esetenként jelentős eltérések figyelhetőek meg az egyes jódtartalmakhoz kötődő átlagos trófeatömegekben (32. ábra, pl. jellemzően mezőgazdasági művelés alatt álló területek vs. jellemzően erdővel borított területek).



32. ábra. Az agancstömeg (g) értékekben megfigyelhető tendenciák a vízbázis jódtartalom intervallumok (µg/l) között (**A:** országos adatsor, az összes vadgazdálkodási egység (VGE) adatai egyben. **B:** VGE-ek 50 %-nál nagyobb mezőgazdasági terület aránnyal illetve VGE-ek 50 %-nál nagyobb erdőterülettel. **C**: VGE-ek hosszabb erdőszegéllyel (átlag feletti, >0,72 km/km^2) illetve VGE-ek rövidebb erdőszegéllyel (átlag alatti, <0,72 km/km^2). **D:** VGE-ek magasabb őzsűrűséggel (átlag feletti, >3,67 példány/km^2) illetve VGE-ek alacsonyabb őzsűrűséggel (átlag alatti, <3,67 példány/km^2). **E:** VGE-ek magasabb őz hasznosítási aránnyal (átlag feletti, >20,8%) illetve VGE-ek alacsonyabb hasznosítási aránnyal (átlag alatti, <20,8%). **F:** termékenyebb talajú VGE-ek (talajértékszám > 60 %) illetve kevésbé termékeny talajú VGE-ek (talajértékszám < 30 %). **G:** a jellemzően csernozjom (FT4), szikes (FT5) és réti (FT6) talaj főtípusokkal (összesített területarányuk nagyobb 50%-nál, FT456 > 50%) illetve a jellemzően váztalaj (FT1), kőzethatású (FT2) és barna erdőtalaj (FT3) főtípusokkal (összesített területarányuk nagyobb 50%-nál, FT123 > 50%) rendelkező vadgazdálkodási egységek trófeatömeg-érték változása a jódkoncentráció függvényében.)

4.3. Új tudományos eredmények

1. Eredményeim alapján a talaj típusa, mint általános kvalitatív talajjellemző, vadgazdálkodási, vadbiológiai szempontból jobban használható a trófeatömegekben meglévő különbségek magyarázatára, mint a kvantitatív talajtermékenységi mutató (talajértékszám).
2. Statisztikailag igazoltam, hogy az őz agancsfejlesztése szempontjából a csernozjom, a réti és a szikes talajokkal jellemezhető területek a kedvezőbbek Magyarországon.
3. Statisztikailag igazoltam a vízbázis jódtartalmával jellemzett környezeti jódeloszlás szerepét az őz agancstömegében meglévő területi különbségekben. Eredményeim alapján a környezeti jódtartalom is lehet limitáló tényezője az agancsfejlesztésnek.
4. Statisztikailag igazoltam, hogy a dominánsan mezőgazdasági művelési ágba tartozó területek nagyobb arányával jellemezhető vadgazdálkodási egységek esetében nagyobbak az átlagos trófeatömegek.

5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

5.1. Talajtípus és minőség hatása

A talaj, mint a természeti környezet egyik legalapvetőbb tényezője hatását az agancs-minőségre más környezeti tényezőkön keresztül vagy azokkal kölcsönhatásban fejti ki. Vizsgálataimban az M=1:100 000 méretarányú Agrotopográfiai Adatbázis felhasználásával statisztikailag jellemezni tudtam a talajjellemzők és az őz trófeatömege közötti kapcsolatot (LEHOCZKI 2004b, LEHOCZKI et al. 2010c, LEHOCZKI et al. 2011a).

Az egyes talaj főtípusokat vizsgálva a réti talajokhoz, a csernozjom talajokhoz és a szikes talajokhoz voltak leginkább a nagyobb agancstömegek köthetők. Ennek magyarázata az ezeken a talajokon elérhető nagyobb növényi biomassza produkció lehet. A csernozjom és a réti talajok növényi biomassza produktuma magas (STEFANOVITS 1992) és a növényevő fajok számára jó minőségű és elegendő mennyiségű táplálékot, így megfelelő élőhelyet biztosíthatnak. Bár termékenységük jelentősen elmarad a csernozjom és réti talajokétól (30. ábra) az év bizonyos időszakában (csapadékos tavaszokon) a szikes talajok is jól teljesíthetnek (STEFANOVITS 1992). Továbbá viszonylag alacsony országos területi részarányuk (6%, lásd 7. táblázat) és a réti és csernozjom talajokkal történő „együttes” előfordulásuk (18. ábra) – amelyektől így hatásuk nem különíthető el – szintén magyarázhatja pozitív szerepüket.

Ezzel szemben a barna erdőtalajok, a váztalajok és a kőzethatású talajok által meghatározott területeken a kisebb trófeatömegek a jellemzőek. Az extrém viszonyokat mutató talajok, mint a váztalajok és kőzethatású talajok rendelkeznek a legrosszabb talajtani adottságokkal (STEFANOVITS 1992). A váz- és kőzethatású talajokra jellemző élőhelyi adottságok nem is tekinthetők az őz tipikus élőhelyének, így az itt előforduló őzeknek ezek inkább a tűréshatáron lévő területeket jelentik.

Így az eredmények közül csak az egyébként jó termékenységi mutatójú és magas biomassza produktummal jellemezhető barna erdőtalajok (STEFANOVITS 1992) esete tér el jelentősen az elvárt mintázattól. A barna erdőtalajok nem várt eredményeinek magyarázata leginkább a magasabb erdőborítási arányban, azaz a felszínborítási adottságokban kereshető, mivel a pozitív és negatív hatású talaj főtípusok csoportjain belül nagyobb hasonlóság figyelhető meg a felszínborítási jellemvonásokban, mint a talajtermékenységet tükröző mutatóban (30. ábra).

Az átlagos talajértékszám a csernozjom és a réti talajok esetében 40% feletti, azonban a szikes talajoknál csak 9%, de erdősültségi értékeik egységesen alacsonyak (<10%), a mezőgazdasági művelés alatt álló területek arányai pedig egységesen magasak (>80%). Ezzel

szemben a kisebb átlagos agancstömegekkel jellemezhető talaj főtípusok közül a barna erdőtalajok átlagos talajértékszáma 39%, ami kiemelkedik a váztalajok és a kőzethatású talajok 15% körüli értékeihez képest, azonban ebben a csoportban egységesen a mezőgazdasági művelés alatt álló területek arányai 65% alattiak, az erdőborítási arányok pedig 30% felettiek. Ez arra utal, hogy a barna erdőtalajokon a nagyobb erdőborítás nem kedvez a ligeterdei körülményeket preferáló őznek.

Egy rövid bekezdés erejéig térjünk ki arra a kérdésre, hogy az általam felhasznált adatbázisok mennyire elégségesek a kedvező erdőarány egyértelmű meghatározásához. Egy nagyobb erdőtömb vadgazdálkodási egységbe eső része és a szétszórt erdősávok illetve foltok ugyanazt a borítási arányt adják, ezért vizsgálataimmal nem dönthető el, hogy mi a legkedvezőbb erdőarány az egyedi mozgáskörzetekre vonatkoztatva. Ezt csak az erdők folt méretének figyelembevételével lehetne vizsgálni (MÁTRAI et al. 2004).

Már a pozitív és negatív hatású talajtípusok elkülönítésénél is jelentkezik a talajtermékenység kimutatható hatásának kérdéses jelentősége és ez megmutatkozik a regressziós modellek eredményeiben is. Azok alapján ugyanis a talajértékszám, amely a talajtermékenység mennyiségi mutatója, a trófeatömeg varianciájából csak 10,4%-nyi részt magyarázott, de a talaj típusa, amely a legáltalánosabb minőségi talajjellemző már magasabb (33,1 és 33,6%) magyarázó erőt eredményezett. Ezek az eredmények azt mutatják, hogy az általános és kvalitatív jellemzőkre építő talajértékelési módszerek, mint a talajtípusokba sorolás jobban alkalmazhatók vadbiológiai és vadgazdálkodási szempontból, mint a speciális szempontból (pl. mezőgazdasági termelés; STEFANOVITS 1992) meghatározott kvantitatív értékmérők, amilyen a talajértékszám formájában megadott talajtermékenységi mutató.

A talaj és a vadonélő fajok viszonyát vizsgáló vadbiológiai kutatások általában nem használnak kvantitatív talajjellemzőket (mint pl. a talajértékszám), ezek az elemzések inkább általános, a talajkondíciókra utaló jellegzetességeken, elkülönítéseken alapulnak, mint pl. az Egyesült Államokban fehérfarkú szarvassal végzett vizsgálatok is. Ezek közül számos vizsgálat igazolta az agancsminőség és az általános talajtulajdonságok kapcsolatát (SWEET és WRIGHT 1952a, 1952b, SMITH et al. 1975, WAER 2001). STRICKLAND és DEMARAIS (2000) kimutatták, hogy az agancs minőségének és a szarvas testtömegének változása egyenes arányban követte a talaj regionális termékenységének változását a legjobb körzettől a legrosszabbig, következésképpen a legnagyobb agancsok azokban a régiókban találhatók a Mississippi folyó vidékén, ahol a legmagasabb a talaj termékenysége.

A specifikus talajtulajdonságok vadbiológiai vizsgálatokban való felhasználására csak egy példát találtam a megfelelő statisztikai alapokon építkező közlemények tanulmányozása során. STRICKLAND és DEMARAIS (2006) vizsgálataikban talaj pH, szervesanyag-tartalom, térfogattömeg és a rendelkezésre álló vízkapacitás alapján állítottak fel statisztikai modellt a fehérfarkú

szarvas agancsméretének és testtömegének vizsgálata során. Eredményeik szerint a talajok bizonyos kémiai és fizikai tulajdonságainak felhasználásával a variancia ugyanakkora részét tudták magyarázni a szarvasok átlagos agancsméretéből és testtömegéből, mint amekkorát az egyszerű talajrégiók (STRICKLAND és DEMARAIS 2000) szerinti elkülönítés alapján. Nem várt eredményeik magyarázatát a felhasznált adatbázis térbeli felbontásához és a talajjellemzők térbeli változatosságához (ezek tárgyalásához lásd az „5.2. A térbeli felbontás jelentősége" fejezetet), valamint a felhasznált talajjellemzők jellegzetességeihez kapcsolják. A vizsgálatba bevont kvantitatív talajjellemzőkkel kapcsolatosan arra a megállapításra jutottak, hogy azok nem feltétlenül tükrözik a talaj termékenységét, így a szarvas számára rendelkezésre álló növényi táplálék mennyiségét és minőségét, ami egyik oka lehet eredményeiknek. A talajértékszám, mint speciális talajtermékenységi mutató eredményei ugyanakkor nem igazolják STRICKLAND és DEMARAIS (2006) azon elképzelését, hogy az általuk végzett vizsgálatok eredményeire jelentős hatás gyakorolt az, hogy az általuk használt talajtulajdonságok nem tükrözték megfelelő mértékben a talaj termékenységét.

Ez jelentkezik a kibővített függetlenváltozó körrel felépített modelljeim esetében is. A talajtípus mellett a populációs és felszínborítási környezeti tényezőket tartalmazó modell az agancstömeg varianciájának 51,8%-át magyarázta és ez tekinthető a legjobban illeszkedőnek, míg a talajtermékenység a kibővített modellben el is vesztette szignifikáns hatását (16. táblázat).

Ahogy magyarázó változókként bevonásra kerültek a populációs és felszínborítási információk is a modellek erőssége jelentősen javult és az így kapott modellek sokkal jobbak és egymáshoz (biológiai szempontból főleg) nagyon hasonló magyarázó erővel rendelkeznek. Ez továbbá bizonyítja annak fontosságát is, hogy a környezeti tényezők önálló hatásának vizsgálata (pl. talaj jellegzetességek) terhelt az egyéb környezeti tényezők agancsfejlesztésre kifejtett hatásával, bár a témához kapcsolódó tudományos közlemények erre nem fordítottak hangsúlyt (STRICKLAND és DEMARAIS 2000, 2006). Eredményeim alapján nagyobb jelentősége van az általános talajtulajdonságokhoz köthető egyéb környezeti jellemzőnek, mint a felszínborítási adottságok hatásának – szemben a talaj termékenységével.

Összegezve a fentieket megállapítható, hogy ugyan a talaj termékenység az a talajtani jellemző, amelynek legnagyobb jelentősége lehet a vadonélő fajok teljesítményének (produkciójának) meghatározásában, de mint eredményeimből is látható, egyéb környezeti tényezők, mint a felszínborítás típusa jelentősen módosíthatják hatását (lásd továbbá az „5.4. Az értékelésbe bevont további környezeti tényezők hatása" fejezetet).

Az országos vizsgálatok kiegészítéseként elvégezett alterületenkénti elemzések alapján a jelentősebb erdőborítású területen (Zala, Veszprém, Somogy és Vas megye) a talaj főtípus változó nagyobb magyarázó erővel rendelkezett, mint a talajtermékenység, azonban ettől eltérő kép

mutatkozott a jellemzően mezőgazdasági élőhelyen (Békés, Jász-Nagykun-Szolnok és Csongrád megye). Az erdei élőhelyek országoshoz hasonló, míg a mezei élőhelyeknek attól eltérő eredményeire magyarázatul szolgálhat, hogy a jellemzően mezőgazdasági alterületen a talajtermékenység kimutatható hatását azért nem múlja felül a talaj főtípusok hatása, mert megszűnik a hozzájuk kapcsolódó felszínborítási adottságok jelentősége, azok egyöntetűsége miatt. Ennek oka a „mezei" élőhely elkülönítési módszeréből és jellegéből is adódhat, ugyanis a legalacsonyabb erdősültségű területeket választottuk ki, ahol az átlagos erdőborítási arány 10% alatti. Ez az érték elég alacsony ahhoz, hogy ne legyen kimutatható hatása az egyes vadgazdálkodási egységek felszínborítási adottságaiban (mezőgazdasági művelés vagy erdő) meglévő kismértékű különbségeknek. Ezzel szemben az erdős alterületen az erdőborítás átlagosan még mindig csak 30% körüli, ami elegendő változatosságot biztosít, ahhoz, hogy a felszínborítási adottságok jelentős hatásukat kifejtve még a talajtermékenység szerepét is módosítsák.

A fenti magyarázat alapján az alterületek eredményei alátámasztják és meg is erősítik az országos elemezések eredményei alapján megfogalmazott megállapításaimat.

5.2. A térbeli felbontás jelentősége

A napjainkban hozzáférhető térbeli meghatározottsággal rendelkező adatbázisok és a térinformatikai technikai eszközök lehetőséget biztosítottak arra, hogy az agancs és a környezeti tényezők térbeli mintázata közötti összefüggéseket vizsgáljam olyan formában, ahogyan eddig nem volt rá lehetőség. Emellett azonban továbbra is korlátot szab az adatbázisok térbeli felbontásának és azok közös megfigyelési egységre vonatkoztatásának kérdése.

Vizsgálataim eredményeim alapján az is igazolódni látszik, hogy a felhasznált talajtérkép térbeli felbontása kimutatható hatással van a talaj és vadonélő fajok kapcsolatait vizsgáló elemzésekre (LEHOCZKI et al. 2011a). Amíg az általam felállított modell, a talajtípus önálló hatását vizsgálva az M=1:100 000 méretarányú talajadatbázis alapján 33,6%-át magyarázta a trófeatömeg varianciájának, addig STRICKLAND és DEMARAIS (2006) M=1:250 000 méretarányú (625ha-os legkisebb térképezési egységű) digitális talajtérkép felhasználásával fehérfarkú szarvasnál 43%-nyi varianciát tudott magyarázni az agancs méretének teljes varianciájából anélkül, hogy más tényezők hatását kontrollálta volna. STRICKLAND és DEMARAIS (2006) megfogalmazták, hogy a talajadottságokban meglévő regionális különbségek jelentősége nagyobb, mint a térségeken belüli hely-specifikus, nagyobb térbeli felbontással megadott jellemzőké, amelyet saját vizsgálataim is igazolnak. Megállapításaimat továbbá VAN DEN BRINK (2004) eredményei is alátámasztják, aki kiemeli a térbeli felbontás jelentőségét hasonló vizsgálatok esetében. Véleménye szerint a talajjellemzők kisebb léptékben változhatnak,

összehasonlítva azzal a területmérettel, amelyen belül az állatok használják a környezeti forrásokat. Ezek alapján elfogadható, hogy talajtani oldalról a térbeli felbontás növelése nem vezet a vizsgált kapcsolatok egyértelműbb számszerűsítéséhez, azonban ezt az összefüggést célzott vizsgálatokkal lehetne csak tovább pontosítani (azonos vizsgálati terület és eltérő térbeli felbontású talajtérkép felhasználásával).

A méretarány kérdésköre (a felbontásra fókuszálva és nem a térbeli kiterjedésre, lásd TURNER et al. 1989) egyébként az ökológiai vizsgálatokban több vonatkozásban is előkerül, mint a szexuális szegregációhoz (BOWYER et al. 1996) vagy a mozgáskörzetekhez, területhasználati jellegzetességekhez (WALTER et al. 2009) kapcsolódó vizsgálatok során. WALTER et al. (2009) például különbségeket találtak a modell eredmények között, amikor 4 különböző terepi felbontású, hierarchikusan egymásból származtatott térképet használtak annak vizsgálatára, hogy az élőhely szerkezet hogyan befolyásolja a mozgáskörzetek méretét. TURNER et al. (1989) kiemelik, hogy az ökológiai jellemvonások és az adatok térbeli felbontása közötti kapcsolatok meghatározása lehetőséget biztosít arra, hogy kiszámíthassuk vagy korrigálhassuk a térbeli felbontás megváltoztatása esetén az adatvesztés mértékét illetve az eredményekre kifejtett módosító hatását. Továbbá BOWYER et al. (2006) hangsúlyozzák, hogy a biológiai folyamatok jellegétől függően csökkenthet vagy éppen fel is erősödhet a vizsgálati méretarány jelentősége.

Egy gondolat erejéig fontos kitérni az őz és a STRICKLAND és DEMARAIS (2006) vizsgálatában szereplő fehérfarkú szarvas területhasználatának méretbeli jellemvonásaira. A fehérfarkú szarvas otthonterülete (home range) nagyobb (kb. 100-1000 ha), mint az őz esetében ismert (kb. 50-300 ha), de mindkét fajnál jelentős különbségekkel találkozhatunk az egyed korának, az élőhelynek és az évszakoknak függvényében (HEWISON et al. 1998, DEMARAIS et al. 2000, CSÁNYI et al. 2003). Ugyanakkor az őz és a fehérfarkú szarvas által használt területek közötti viszony megerősítheti eredményeimet. Ha a nagyobb térbeli felbontású talajtérkép jobb alapot biztosítana a talaj-agancs kapcsolat számszerűsítésére, akkor hatásának erősebben kellene jelentkeznie kisebb otthonterületű faj esetében. Másrészt a trófeatömegek oldaláról a mintavételi egységek területi kiterjedése (a vadgazdálkodási egységek átlagos mérete közel 7700 ha) jelentősen meghaladta az egy-egy egyed által használt terület méretét, ami valószínűleg elfedi a fajok között meglévő különbségeket.

Az elemzéseim során felhasznált térbeli meghatározottsággal rendelkező adatbázisoknál fontos azt is figyelembe venni, hogy milyen szakterület vagy gazdálkodási ágazat igényeinek figyelembevételével készültek. Ennek fontossága jelentkezik mind a talajtermékenységi mutató esetében az Agrotopográfiai Adatbázisnál, mind az erdőszegélyhossz esetében a CORINE Land Cover 2000 adatbázisnál. A talajértékszám, mint talajtermékenységi mutató alapvetően a mezőgazdálkodás céljaihoz igazodva készült (STEFANOVITS 1992), így ökológiai kérdésekben

nehezebben értelmezhetőek értékei. Általános nézetek szerint elfogadható, hogy ha egy talajt mezőgazdasági szempontból termékenynek ítélünk akkor a rajta élő vegetáció nagy biomassza produktumú és a beltartalmi értékei is jobbak. Ugyanakkor elképzelhető, hogy a gyengébb minőségű és művelés alól kivont talajon az ott élő természetes vegetáció kedvezőbb táplálkozási feltételeket teremt, mint a magasabb termékenységű és így művelés alatt álló talajokon növekvő mezőgazdasági kultúra. Az erdőszegélyhosszok esetében egyrészt a korábban már tárgyalt térbeli felbontás befolyásoló hatása jelentkezik (WALTER et al. 2009). A CLC2000 esetében a térképezett vonalas objektumok legkisebb szélessége 100 méter és a legkisebb térképezett objektum területi kiterjedése 25 ha, így a kisebb kiterjedésű vegetációs elemek (pl.: facsoportok) nem jelennek meg a térképen. Másrészt a CLC2000 készítése során természetesen nem az őz szempontjából alakították ki az egyes felszínborítási kategóriákat, bár ha őz élőhely-térképet (ökológiai habitat térképezés) szeretnénk készíteni, ahhoz nem is lenne megfelelő a CLC2000 térbeli felbontásra (M=1:100 000), annál nagyobb felvételezési méretaránya lenne szükség (LEHOCZKI 2004a, LEHOCZKI et al. 2004, CSÁNYI et al. 2006).

Megállapítható, hogy a nagyobb térségek között meglévő általános különbségek a talaj jellegzetességekben elegendő alapot biztosítanak a vadgazdálkodási gyakorlathoz a nagyobb felbontású talajtérképekkel szemben. A digitális talajtérképek, mint az Agrotopográfiai Adatbázis az M=1:100 000-es méretarányával ugyan megfelelő eszközök lehetnek, azonban nagyobb térbeli felbontása és kvantitatív talajtulajdonság tartalma nem feltétlenül biztosít számunkra ilyen összefüggésben több információt.

A vizsgált környezeti tényezők jelentőségére akkor lehetne további és mélyebb következtetéseket tenni, ha a kapcsolatokat az egyedek szintjén, azok mozgáskörzetére vonatkozó adatbázisokkal tudnánk vizsgálni. Ez vonatkozik, mind a környezeti tényezők, mind a trófeabírálati adatok körére, azonban ezen adatbázisok kiépítése jövőbeli feladatunk.

5.3. Környezeti jódeloszlás hatása

A természetes vízbázis jód koncentrációja és az őz trófeatömege közötti kapcsolat vizsgálatának eredményei azt mutatják, hogy a jód környezeti eloszlásának hatása kimutatható az őz trófeatömegében meglévő területi különbségekben. Így a jódhiány limitáló tényező lehet, amely gátolhatja az őz optimális agancsfejlesztésben megnyilvánuló teljesítményét (LEHOCZKI et al. 2011b, LEHOCZKI et al. 2010e).

A folyamatos és megfelelő mennyiségű jód biztosításának szükségszerűsége a pajzsmirigy hormonok termelődéséhez már tudományosan igazolt (UNDERWOOD és SUTTLE 1999). A pajzsmirigy hormonok a szarvasfélék esetében is társíthatóak a testtömeg gyarapodáshoz, a

tápláltsági állapothoz és a metabolikus aktivitáshoz (SEAL et al. 1972, SEAL et al. 1978a, 1978b, RYG és LANGVATN 1982, WATKINS et al. 1983, BUBENIK et al. 1998, HAMR és BUBENIK 1990, BISHOP et al. 2009). Elsőként PANTIĆ (1967) az őz esetében hangsúlyozta a kapcsolatot a pajzsmirigy és az agancs minősége között. Az agancsfejlesztéssel kapcsolatban a jódtartalmú pajzsmirigy hormonok szükségesek a szezonális változások kifejeződésében (SHI és BARRELL 1994), valamint szerepet játszanak az agancsnövekedésének beindításában és annak folyamatában (SEMPÉRÉ és BOISSIN 1982, BROWN et al. 1983, SEMPÉRÉ et al. 1986, BUBENIK et al. 1987). BUBENIK (1990) valamint BUBENIK és BUBENIK (1986) értelmezése alapján a jódtartalmú pajzsmirigy hormonok valószínűleg nem elsődleges stimulálói az agancs növekedésének és nincs közvetlen hatásuk az agancs fejlesztésére, inkább mint metabolikusan aktív hormonok elősegítenek minden típusú növekedési folyamatot, így az agancs fejlesztését is és fontos szerepet játszanak a ritmikus szezonális változások modulálásában. A fentiek alátámasztják az eredményeimet, jelezve azt, hogy a jód környezeti és így szervezeten belüli szintje a pajzsmirigy funkcióján keresztüli mechanizmussal befolyásolja az őz teljesítményét, ebben az esetben az agancsfejlesztését.

A vízbázis jódtartalom és az őz trófeatömeg adatok felhasználásával pozitív kapcsolatot mutattam ki a környezeti jódeloszlás és az átlagos agancsméret között. SAJGÓ és FARKAS (1990) valamint SAJGÓ et al. (1992) azonos jód-adatbázis felhasználásával kapott eredményeinek értelmében az ember számára az 50 µg/l-es ivóvíz jódkoncentráció megfelelőnek tekinthető. Vizsgálataimban a pozitív hatás kimutatható 401-1000 µg/l-es jódkoncentrációig, de fontos azt kiemelnem, hogy a 200 µg/l feletti jódkoncentráció adatok az összes mintának csak a 3,1%-át (n=58) teszik ki, míg 1000 µg/l feletti értékek csak 12 minta esetében fordulnak elő, így ezen szinteket meghaladó jódtartalomhoz kapcsolódó eredményeket ennek figyelembevételével kell kezelni.

Az 1000 µg/l feletti eredményekre esetleges magyarázat lehet, hogy a túlzott jódbevitel káros hatása (SCHÖNE és RAJENDRAM 2009) jelentkezik ezeken a területeken, ezt azonban nem lehet célzott vizsgálatok nélkül meghatározni. Egyébként a jódmérgezés eredményeként a háziállatoknál megfigyelhető teljesítmény csökkenés a tojástermelésben, a tejhozamban, vagy a fiatalok fejlődésbeli visszamaradása (SZABÓ et al. 1993) párhuzamba hozható az agancsméret visszaesésével.

Habár a környezeti jódtartalom és az agancstömeg közötti kapcsolatot statisztikailag sikerült igazolom, arra nem teszek kísérletet, hogy az őz számára optimális környezeti jódtartalom határait definiáljam. Az irodalmi források alapján a szarvas-fajoknál egyelőre nem vizsgálták a jód hozzáférhetőségének és környezeti előfordulásának hatását (WILSON és GRACE 2001, GRACE és WILSON 2002). A jódhiánnyal kapcsolatban RERÁBEK és BUBENIK (1956) megjegyezték, hogy

az a pajzsmirigy aktívabb működésének idején is felléphet a szarvasban. WATKINS és ULLREY (1983b) fogságban tartott és jól táplált fehérfarkú szarvasok pajzsmirigy méretéhez képest megnagyobbodott tömegű pajzsmirigyeket találtak szabadterületi állományban, ami alapján lehetséges jódhiányt állapítottak meg az élőhelyen. A jódhiány klinikai tünetét jelentő golyva megjelenéséről azonban csak CLARK et al. (2000) számoltak be Új Zélandból.

A szakmai, tudományos közleményekben nem található információ az őzbak számára szükséges jód mennyiségéről. WATKINS et al. (1983) vizsgálatai alapján a fehérfarkú szarvas tehenek jódigényének kielégítéséhez 0,26 mg/kg (ppm) jódtartalmú takarmány (szárazanyag tartalomra vonatkoztatva) szükséges. Ez az eredmény azonos az állattenyésztésben általánosságban meghatározott takarmány jódtartalommal, amely elegendő a házi állatok átlagos jódigényének kielégítéséhez. Átlagos esetben 0,1-0,25 mg/1 kg elfogyasztott takarmány, valamint szoptató állatok esetében 0,5-0,6 mg/kg a megfelelő életfolyamatokhoz szükséges jódmennyiség (SCHÖNE és RAJENDRAM 2009). (A kérődző fajok közül a szarvasmarha esetében meghatározott maximálisan felvehető mennyiség a takarmány szárazanyag-tartalmára vonatkoztatva 50 mg/kg, amellyel még elkerülhető a toxicitás; SCHÖNE és RAJENDRAM 2009.)

A mesterséges jódpótlás mind a háziállatok (nyalósó és tápok formájában), mind az emberek (jódozott só, magas jódtartalmú tej, hús és tojás) körében elterjedt. A vadonélő fajok esetében a mesterséges nyalósók (ATWOOD és WEEKS 2003) és tápok (PUTMAN és STAINES 2004) használhatóak a jódbevitel mesterséges kiegészítésére. Ehhez érdemes figyelembe vennünk SCHULTZ és JOHNSON (1992) megjegyzéseit, akik szerint a mesterséges táplálék kiegészítők testtömegre és agancsméretre kifejtett hatása jelentősen változhat a természetes táplálékkínálat és élőhely függvényében, valamint egyéb környezeti tényezőknek is lehet további szabályozó szerepe. Ezeken túl CEACERO et al. (2009) eredményeik alapján arra utalnak, hogy a szarvas (válogatással) szükségletei szerint képes befolyásolni a felvett ásványi anyagok mennyiségét.

Eredményeim alapján összességében kijelenthető, hogy a környezeti jódeloszlásnak limitáló hatása lehet az őz agancsfejlesztésére, azonban az őzbakok pontos jódigényének meghatározása további vizsgálatokat igényel (LEHOCZKI et al. 2011b, LEHOCZKI et al. 2010e).

5.4. Az értékelésbe bevont további környezeti tényezők hatása

A populációs és felszínborítási környezeti tényezőket is tartalmazó modellek az agancstömeg varianciájának 50%-ot meghaladó részét magyarázták szemben a talajadottságok 10-30%-os arányával, amely eredmények alapján nagy jelentőséggel bír egy-egy környezeti tényező kiemelt vizsgálatakor (esetemben talajjellegzetességek) az, hogy a vizsgált változóra hatást gyakorló környezeti tényezők minél szélesebb körét figyelembe tudjuk venni.

Egy-egy környezeti tényező hatásainak interakciója már GILL (1956) közleményében is megemlítésre kerül, amelyben a fehérfarkú szarvas állományok jellemzőiben (testméretek, agancsszár átmérője, szaporodási jellemző) meglévő regionális különbségeket vizsgálta. Értelmezése alapján az állományok közötti eltérések nem köthetők egyetlen ökológiai tényezőhöz, így a talaj jellemzőkben meglévő különbségekhez, inkább a környezeti tényezők összetett hatásához.

A talaj meghatározó jelentősége mellett a földhasználat fontosságát mutatják KLEIN és STRANDGAARD (1972) megállapításai is, amely alapján Dániában a talajminőség elsődleges tényezőnek tűnik az őz sűrűségének és „biomasszájának" meghatározásában. Azonban a gyengébb talajokhoz köti a legnagyobb testméretű és a jobb talaj adottságú területekhez a kisebb testméretű őzeket, ami alapvetően ellentétes az általánosan elfogadott nézettel. Ennek magyarázatát a talajjellemzők által meghatározott növényzeti és földhasználati adottságokban (erdő vagy mezőgazdasági terület) és az őz állománysűrűségében látják. A felszínborítási és földhasználati adottságok agancsfejlesztésbeli szerepét már több szarvasféle esetében is igazolták (CRAWFORD és MARCHINTON 1989, MYSTERUD et al. 2002).

Az utóbbi évtizedekben Magyarországon közismert megállapítássá vált a mezőgazdasági műveléssel jellemezhető területekhez köthető nagyobb őz trófeatömeg (SZEDERJEI 1971a, CSÁNYI és SZIDNAI 1994, FARKAS 2003). Ez megmutatkozik az egyes megyék területére meghatározott érmes arányok viszonyában (FARKAS 2005) és a megyék őzállomány szempontjából történő minőségi besorolásában is (MÉM 1970, KOLLER és BERTÓTI 1971). Azonban több tényező együttes vizsgálatával, statisztikailag megalapozottan, először disszertációmban kerül bizonyításra, hogy a dominánsan mezőgazdasági művelési ágba tartozó területeknek pozitív hatása van az őzbakok agancstömegére (LEHOCZKI et al. 2010d). A mezőgazdasági műveléssel jellemezhető területek javára megmutatkozó testtömegbeli különbségeket a suták és gidák esetében SUGÁR (1979) és SUGÁR et al. (1983) már kimutatták, ami feltételezhetően a bakok esetében is fennáll. A testtömeg és az agancstömeg közötti pozitív irányú összefüggés (pl. VANPÉ et al. 2007) természetesen nagyobb agancstömegeket is eredményez. Azt azonban, hogy testtömeghez viszonyítva arányaiban nagyobb agancsokkal lehet-e számolni a mezőgazdasági művelés alatt álló területeken megfelelő adatbázis hiányában nem állt módomban vizsgálni.

Eredményeim alapján az élőhely struktúrát jellemző változónak, az erdőterületek szegélyhosszának növekedése negatív hatást fejt ki az őz trófeatömegére. Habár a szegélyek és vonalas objektumok, mint az erdősávok nagy szerepet játszhatnak az őzbakok viselkedésében (CSÁNYI et al. 2006), illetve az erdőszegélyek és a kisebb erdőfoltok fontos elemei az őzek kedvelt élőhelyeinek (DANILKIN és HEWISON 1996), ennek agancsfejlesztésbeli szerepét eredményeimmel nem sikerült igazolnom. Ennek oka a felszínborítási információk alapjául szolgáló CORINE Land

Cover adatbázis térbeli felbontásában kereshető (lásd az „5.2. A térbeli felbontás jelentősége” fejezetet). Ugyanis azok az élőhely szerkezeti elemek, amelyek jelentősége kiemelendő (fasorok, csenderesek, kisebb fás foltok stb.), nem jelentek meg a vizsgálataimhoz felhasznált adatbázisban. Így a nagyobb erdőszegélyhosszok inkább a tömbös erdők szegélyeit jelentik, amely az erdősültségi érték növekedésével negatívan hat a trófeatömegekre (LEHOCZKI et al. 2010d). Az eredmények alapján az élőhely struktúrájának, így az erdőszegélyek hosszának figyelembevételére nagyobb térbeli felbontású vegetációtérkép szükséges.

A populációs jellemzők közül az őz sűrűsége pozitív összefüggésben áll a trófeatömeggel. Eredményeim alapján természetesen nem beszélhetünk a sűrűségnek sokszor bizonyított hatásával (PÉLABON és VAN BREUKELEN 1998, VANPÉ et al. 2007) ellentétes folyamatról. Azonban az egyértelműen megmutatkozik, hogy a sűrűség hatása viszonylagos és csak adott élőhelyi viszonyok mellett értelmező (DANILKIN és HEWISON 1996). Míg egy rosszabb minőségű területen egy viszonylag kisebb sűrűségű állomány is „kimeríti” a környezeti készleteket, addig egy jobb minőségű élőhelyen egy nagyobb sűrűségű őzállományban sem mutatkoznak meg a környezeti tényezők korlátozó hatásai. Továbbá az ideális szabad eloszlás elméletével (SINCLAIR et al. 2006) is magyarázható a jobb minőségű élőhelyen kialakuló nagyobb állománysűrűség. Annak ellenére, hogy CSÁNYI (1991) idősoros elemzéssel laza és közepes negatív korrelációs kapcsolatot talált az állománysűrűség és az átlagos agancstömeg illetve az érmes bakok aránya között, ez a területi összehasonlításoknál nem jelentkezett. Ez alapján feltételezhető, hogy azokon a területeken, ahol nagyobb az őz sűrűsége ott jobb az őzállomány minősége és nagyobbak a trófeatömegek (LEHOCZKI et al. 2010d, LEHOCZKI et al. 2011a). Ez a megállapítás, ugyan vizsgálati háttér nélkül, de már a hazai szaksajtóban is megfogalmazásra került (pl. SZABOLCSI 1977).

A másik vizsgált populációs jellemzőnek, a hasznosítási aránynak negatív hatása mutatkozott meg a trófeatömegekben (LEHOCZKI et al. 2010d, LEHOCZKI et al. 2011a). Hasonló eredményekre jutott CSÁNYI és SZIDNAI (1994) a bakok terítéken belüli aránya és a trófeák érmes arányának idősoros vizsgálata során. Magyarázatuk szerint a bakok terítéken belüli arányának növekedésével több kisebb agancsú bak kerül elejtésre, ami lecsökkenti az érmes arányt. Azonos okokkal magyarázható az őzállományok nagyobb hasznosítási arányának hatása is a területi különbségek vizsgálata során. Így a vadgazdálkodási gyakorlat, azaz a vadászati tevékenység a lelőtt mennyiség becsült állomány létszámhoz való arányán keresztül is kifejti befolyásoló hatását a terítékre került bakok trófeatömegére. Másik lehetséges magyarázat a hasznosítási arány és trófeatömeg közötti negatív irányú kapcsolatra, hogy a jobb állományokkal jellemezhető területeken alulhasznosítanak, míg a gyengébb állományú területeken arányaiban nagyobb mennyiséget hoznak terítékre (14. és 16. ábra). Valószínűsíthető, hogy az őz számára jobb élőhelyen a magasabb állománysűrűség és a jobb állományminőség által megteremtett minőségi gazdálkodás keretei

között a hasznosítás során kiemelt figyelmet fordítanak a válogatásra és így kisebb lesz a hasznosítási arány.

A becsült őzállomány és hasznosítási adatok vizsgálataimban való felhasználásával kapcsolatosan meg kell említenem a megbízhatóságukkal kapcsolatos kérdéskört. Annak ellenére, hogy gyakran vitatott a létszám- és terítékadatok megbízhatósága, az elfogadható, hogy a vadgazdálkodási egységek között megmutatkozó különbségek jól jellemezhetőek a számított sűrűség és hasznosítási arány értékekkel és azok viszonyítási alapként felhasználhatók (CSÁNYI 1991).

A vadgazdálkodási egységek csökkentett körével (szűkítési elv: jód adat a vadászterület több, mint 95%-ról) elvégzett elemzések alapján a fent tárgyalt környezeti tényezők közül csak az őz hasznosítási arányának és a mezőgazdasági területek részarányának trófeatömegre kifejtett hatása bizonyult statisztikailag igazolhatónak. Ennek oka abban keresendő, hogy az országos adatbázishoz képest megváltozott a független változók változatossága. A nagyrészt alföldi, mezőföldi és Vértes-Velencei hegyvidéki területeket felölelő térségben (lásd az 25. ábrát) az őzsűrűség, erdőszegélyhossz és talajadottságok által a trófeatömeg értékekben magyarázható variancia kisebb, mint országos szinten. Ez azt is mutatja, hogy területenként eltérő lehet azon környezeti tényezők köre, amelyek támogató vagy éppen korlátozó hatása jelentkezik a trófeaméretekben (LEHOCZKI et al. 2010d). Feltételezhető, hogy az egyes környezeti tényezők hatása abban az esetben is változna, ha a felhasznált adatbázisoknál 2-3 nagyságrenddel nagyobb térbeli felbontású adatokkal dolgoznánk. Ilyen lényegesen nagyobb felbontást jelentenének a telemetriás vizsgálatokkal nyert információk, ahol az egyedek által tényleges használt területre lehetne meghatározni az egyes környezeti tényezők értékét és azok térbeli változatosságát.

Az erdős és mezőgazdasági alterületeken elvégzett elemzések alapján az erdős alterületen (Zala, Veszprém, Somogy és Vas megye) az élőhelyi és populációs változók szerepe nagyban hasonlít az országos eredményekre, azonban a mezőgazdasági alterület (Békés, Jász-Nagykun-Szolnok és Csongrád megye) esetében azok statisztikailag kimutatható hatása szinte teljesen megszűnik. Erre magyarázatul szolgálhat, hogy míg a magasabb erdőborítású területen a környezeti tényezőkben továbbra is fennáll egy jelentős változatosság, addig ez az egyöntetű mezőgazdasági élőhelyen már nincs meg (lásd az 5.1. fejezet utolsó két bekezdését is). Továbbá az őz számára agancsfejlesztés szempontjából optimális körülményeket biztosító „mezei” élőhelyen a környezeti tényezők általánosságban biztosítják a jó minőségű állomány életfeltételeit és egy-egy tényező kisebb-nagyobb mértékű változatossága nem fog jelentős hatást gyakorolni az egyébként jó állapotú állományra. Ezzel szemben az „erdei” élőhely szuboptimális körülményei között egy-egy tényező jobb vagy esetleg rosszabb adottságai jelentősebben befolyásolhatják az őzállományt, illetve annak az agancsfejlesztésben megnyilvánuló teljesítményét.

Összességében fontos kiemelnünk, hogy a regressziós és determinációs együtthatók maximális értéke 0,518, így a vizsgáltak mellett egyéb környezeti tényezők hatása is jelentős lehet az agancsfejlesztésében (lásd KRUUK et al. 2002). A vizsgálataim során figyelembe nem vett tényezők mellett azonban a jelentős egyedi különbségek, amelyek a kis területhasználatból (HEWISON et al. 1998, CSÁNYI et al. 2003), a territoriális viselkedésből (DANILKIN és HEWISON 1996, HEWISON et al. 1998), a válogató táplálkozási stratégiából (DUNCAN et al. 1998, MÁTRAI 2000, MÁTRAI és KABAI 1989) is adódhatnak szintén jelentősen befolyásolhatják az agancstömeget. Ezek tanulmányozásához, a hatótényezők körének pontos lehatárolásához azonban további vizsgálatok szükségesek.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

Magyarországon az európai őz (*Capreolus capreolus, Linnaeus, 1758*) kimagasló vadgazdálkodási jelentősége országos elterjedésének, nagy sűrűségének, az állomány jó minőségének és vadászok közötti népszerűségének köszönhető. A magyarországi őzgazdálkodás középpontjában, számos európai országhoz hasonlóan az agancsméret áll és a trófeák a legfontosabb gazdálkodási indikátornak is tekinthetők.

A fentiek alapján vadgazdálkodási és – mint másodlagos nemi jelleg – ökológiai szempontból is fontos a trófea (agancs) méretét befolyásoló környezeti tényezők minél szélesebb körű megismerése. Disszertációmban a talajtani adottságok, valamint a leginkább a tápláltsági állapot kérdéskörébe sorolható környezeti jódeloszlás szerepét vizsgálom az őz agancsfejlesztésében.

Az őz trófeatömegére, valamint az őz állománysűrűségére és hasznosított mennyiségére vonatkozó adatok az Országos Vadgazdálkodási Adattár adatbázisából származnak, amelynek felépítésébe és üzemeltetésébe 1997-ben kapcsolódtam be. A talajtani adottságok jellemzésére az Agrotopográfiai Adatbázis (MTA TAKI) talajtípusokra és talajértékszámra (talajtermékenységi mutató) vonatkozó adatait, mint általános kvalitatív és kvantitatív talaj jellegzetességeket, míg a környezeti jódeloszlás jellemzésére az Állami Népegészségügyi és Tisztiorvosi Szolgálat által rendelkezésemre bocsátott vízbázis jódtartalom értékeket használtam fel. További agancsfejlesztést befolyásoló környezeti tényezők, mint a felszínborítási információk forrásaként a Magyarország területét lefedő CORINE Land Cover 2000 (CLC2000) adatbázist használtam (FÖMI).

A fent nevesített környezeti tényezők agancstömegre kifejtett hatásának vizsgálatához regressziós modelleket állítottam fel, amelyekben a megfigyelési egységek minden esetben a vadgazdálkodási egységek voltak. Ehhez meghatároztam vadgazdálkodási egységenként a 10 éves (1997-2006) átlagos trófeatömeg, őzsűrűség és hasznosítási arány értékeket (mint indexeket), valamint térinformatikai eszközök segítségével vadgazdálkodási egységekre vonatkoztatva a talajtani (talaj főtípusonkénti területarány a vadászterület teljes területéhez viszonyítva, átlagos talajértékszám); a felszínborítási (mezőgazdasági területarány a vadászterület teljes területéhez viszonyítva és erdőterületek szegélyhossza) és a vízbázis jódtartalom adatokat.

A térinformatikai és statisztikai vizsgálatok során bizonyítást nyert, hogy a talaj főtípusok közül a réti talajokhoz, a csernozjom talajokhoz és a szikes talajokhoz köthetőek leginkább a nagyobb agancstömegek Magyarországon. Ezzel szemben a barna erdőtalajok, a váztalajok és a kőzethatású talajok a kisebb trófeatömeg értékekkel rendelkező őzbakok élőhelyén a meghatározóak. A talaj főtípusok pozitív és negatív hatású csoportjain belül a talajok átlagos termékenységével szemben a felszínborítási információk egységesebb képet mutatnak. A váztalajok, a kőzethatású talajok és a barna erdőtalajok erdőborítási arányai 30% felettiek, míg a pozitív hatású csoportba

tartozó talaj főtípusok esetében a mezőgazdasági művelés alatt álló területek arányai haladják meg a 80%-ot. A regressziós modellek eredményeiben is megmutatkozik, hogy a talajjellemzők közül a talajtermékenység által magyarázható variancia kisebb, mint a talaj főtípusok alapján magyarázható. Ez alapján megállapítható, hogy az általános és kvalitatív jellemzőkre építő talajértékelési módszerek, mint a talajtípusokba sorolás jobban alkalmazhatók vadbiológiai és vadgazdálkodási szempontból, mint a speciális, kvantitatív értékmérők, amilyen a talajértékszám formájában megadott talajtermékenységi mutató is. Az általános talajértékelés (pl. a talaj típusa) magában foglal olyan környezeti tényezőkre vonatkozó információkat is, amelyek kapcsolódnak a talaj bizonyos tulajdonságaihoz és szintén hatást gyakorolnak az őz agancsméretére (pl. felszínborítási jellemzők), ami magyarázhatja a modellek eredményeit is. Összességében ugyan a talaj termékenység az a talajtani jellemző, amelynek legnagyobb jelentősége lehet a vadonélő fajok teljesítményének (produkciójának) meghatározásában, de mint eredményeimből is látható egyéb környezeti tényezők, mint a felszínborítás típusa jelentősen módosíthatják hatását.

Ez megmutatkozik azoknál a modelleknél is, amelyekben kibővítésre került a független változók köre. Vizsgálataimban a talajtípus mellett a populációs és felszínborítási környezeti tényezőket tartalmazó modell az agancstömeg varianciájának 51,8%-át magyarázta és ez tekinthető a legjobban illeszkedőnek, míg a talajtermékenység a kibővített modellben el is vesztette szignifikáns hatását.

A további vizsgált környezeti tényezőkkel kapcsolatban a következő megállapításokra jutottam:

Annak ellenére, hogy a mezőgazdasági műveléssel jellemezhető területek nagyobb őz trófeatömege az utóbbi évtizedekben közismert megállapítássá vált, több tényező együttes vizsgálatával először disszertációmban került bizonyításra a mezőgazdasági területek pozitív hatása az agancstömegekre.

Eredményeim alapján az élőhely struktúra jellemzésére használt változónak, vagyis az erdőterületek szegélyhosszának növekedése negatív hatást fejt ki az őz trófeatömegére. Ennek oka valószínűleg az, hogy azok az élőhelyszerkezeti elemek (pl. fasorok), amelyek jelentősége valószínűsíthető, nem jelentek meg a vizsgálataimhoz felhasznált felszínborítási adatbázisban. Így a nagyobb erdőszegélyhosszok inkább a tömbös erdők szegélyeit jelentik, amely az erdősültségi érték növekedésével negatívan hat a trófeatömegekre.

A populációs jellemzők közül az őz sűrűsége pozitív összefüggésben áll a trófeatömeggel. Természetesen nem beszélhetünk a sokszor bizonyított sűrűségfüggéssel ellentétes folyamatról, hanem inkább arról van szó, hogy azokon a területeken, ahol nagyobb az őz sűrűsége ott jobb az őzállomány minősége és nagyobbak a trófeatömegek.

A másik vizsgált populációs jellemzőnek a hasznosítási aránynak negatív hatása mutatkozott meg a trófeatömegekben. Ennek egyik oka, hogy a hasznosított mennyiség növekedésével több fiatal bak kerül terítékre, míg a másik lehetséges magyarázat, hogy a jobb állományokkal jellemezhető területeken alulhasznosítanak, míg a gyengébb állományú területeken arányaiban nagyobb mennyiséget hoznak terítékre.

A természetes vízbázis jód koncentrációja és az őz trófeatömege közötti kapcsolat vizsgálatának eredményei azt mutatják, hogy a jód környezeti eloszlásának hatása kimutatható az őz trófeatömegében meglévő területi különbségekben. Így a jódhiány limitáló tényező lehet, amely gátolhatja az őz optimális agancsfejlesztésben megnyilvánuló teljesítményét.

7. SUMMARY

European roe deer (*Capreolus capreolus, Linnaeus, 1758*) is highly important in the game management of Hungary, thanks to its countrywide distribution, good quality, abundant population and its popularity with hunters. Hungarian wildlife management – similarly to several other European countries – focuses on antler size, and trophies can be considered as the most important management indicators.

According to the above, from the aspect of wildlife management, as well as from the aspect of ecology – as a secondary sexual trait –, it is substantial to gain wide knowledge about factors influencing antler quality. In my thesis, I am studying the role of soil parameters and the role of environmental iodine concentration (which can be classified mainly as a question of nutritional status) in the antler development of roe deer.

The data of roe deer antler weight, population density, and harvested numbers come from the National Game Management Database of Hungary (NGMD). I have been participating in its building and management since 1997. For description of soil parameters I used soil types and soil-evaluation-number (a specific soil fertility index) values from the Agrotopography Database (Hungarian Academy of Sciences, Research Institute of Soil Science and Agricultural Chemistry) as general qualitative and quantitative soil characteristics. For description of environmental iodine distribution I used the data of iodine content values of the water base provided by the National Public Health and Medical Officer Service. For additional environmental factors, such us information on landscape characteristics I used the CORINE Land Cover 2000 (Hungarian Institute of Geodesy, Cartography and Remote Sensing) database.

I used regression models to study the effects of environmental factors on antler development. I used the territory of game management units (GMUs) as observation units and I calculated ten-year means (1997-2006) of antler weights, population density and harvested numbers (as population indices) for each of the GMUs. Furthermore, using GIS tools I determined pedological data (area proportions of the main soil types, average soil fertility values), land cover data (area proportions of agricultural lands and forest edge length), and iodine content of the water base data for each of the GMUs.

Based on the results of statistical analyses it was shown that chernozem, meadow, and salt affected soils provided the best chances for the highest quality of roe deer trophies from the pedological point of view in Hungary. Whereas areas dominated by skeletal soils, lithosols affected by the parent material, and brown forest soils were associated with lighter weight values of roe deer antlers. Within the groups of main soil types with positive and negative effects, land cover information is more uniform than that of soil fertility. The area proportions of forestlands of skeletal

soils, lithosols, and brown forest soils are exceeding 30%, while main soil types in the group of positive effects can be characterized with high (over 80%) proportional areas of agricultural lands. Also the results of regression models revealed that among the soil parameters, the explained part of the total variance of antler weight is lower if using soil fertility than using main soil types as independent variables. Based on this I can conclude that simplified (general and qualitative) methods of soil evaluation, e.g. classification into soil types, are more sufficient for wildlife management purposes to predict antler weight of roe deer than specific soil fertility values (special and quantitative). General soil evaluation (e.g. main soil types) probably includes information on other factors, which are related to certain soil attributes and also have an effect on antler development (e.g. land cover parameters) that may explain my results. Among the soil parameters probably the soil fertility has the highest effects on the production of wild living animals, but as it can be seen in my results, other affecting factors, such as types of land cover can modify its effects.

This can be seen also in models where the number of independent variables was extended. The model including roe deer population density and harvest rate, as well as the proportion of agricultural areas and the length of forest edge besides the main soil types, explained 51.8% of the variation in antler weight. This model provided the best model fit, while soil fertility lost its significance in the extended model.

Concerning further environmental factors I had the following results:

Despite that it became common knowledge that roe deer antler size is larger in regions characterized by agricultural areas, using multivariate statistical analyses my thesis is the first to prove it.

Based on my results, the variable used to describe habitat structure, that is the increase of forest edge length, has a negative impact on roe deer antler weight. The cause for this is probably that certain highly important habitat structure elements (e.g. shelter belt) do not appear in the land cover database used for my research. Thus greater forest edge lengths mean the edges of block forests, which have a negative effect on antler weight with the increase of the proportion of forests in a certain area.

Out of population factors roe deer density has a positive relation to antler weight. Of course we can not speak of a process contradicting the proven density dependence. Instead, areas with a higher roe deer density have an overall higher quality population and greater antler weights.

The other population factor examined, namely harvest rate, showed a negative effect on antler weights. One of the reasons for this is that with the rise of harvested number more young bucks are shot. Another possible explanation is that in areas with higher quality populations are under-harvested, while in areas with weaker populations relatively over-harvested.

The examination of the relation between the iodine concentration of the natural water base and roe deer antler weight indicate that the distribution of iodine in the environment has a demonstratable effect on roe deer antler weight. Therefore iodine deficiency can be an additional factor constraining optimal deer performance in antler development.

8. MELLÉKLETEK

M1. Irodalomjegyzék

1996. évi LV. törvény a vad védelméről, a vadgazdálkodásról, valamint a vadászatról

30/1997. (IV. 30.) FM rendelet a vad védelméről, a vadgazdálkodásról, valamint a vadászatról szóló 1996. évi LV. törvény végrehajtásának szabályairól

79/2004. (V. 4.) FVM rendelet a vad védelméről, a vadgazdálkodásról, valamint a vadászatról szóló 1996. évi LV. törvény végrehajtásának szabályairól

AITKEN R. J. (1975): Cementum layers and tooth wear as criteria for ageing roe deer (Capreolus capreolus). *Journal of Zoology*, 175 15-28. p.

ANKE M., GROPPEL B., MÜLLER M., SCHOLZ E., KRÄMER K. (1995): The iodine supply of humans depending on site, food offer and water supply. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, 352 97-101. p.

ANSELIN L. (1999): Spatial econometrics. Richardson, TX: School of Social Sciences, University of Texas at Dallas. 30 p.

ANSELIN L. (2002): Under the hood: issues in the specification and interpretation of spatial regression models. *Agricultural Economics*, 27 247-267. p.

ANSELIN L., SYABRI I., KHO Y. (2006): GeoDa: an introduction to spatial data analysis. *Geographical Analysis*, 38 5-22. p.

ASHLEY E. P., MCCULLOUGH G. B., ROBINSON J. T. (1998): Morphological responses of white-tailed deer to a severe population reduction. *Canadian Journal of Zoology*, 76 (1) 1-5. p.

ATWOOD T. C., WEEKS H. P. JR. (2003): Sex-specific patterns of mineral lick preference in white-tailed deer. *Northeastern Naturalist,* 10 409-414. p.

AZORIT C., ANALLA M., CARRASCO R., MUNOZ-COBO J. (2002): Influence of age and environment on antler traits in Spanish red deer (Cervus elaphus hispanicus). *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 48 137-144. p.

BAILEY J. A. (1984): Principles of wildlife management. New York: John Wiley & Sons. 373 p.

BAKKAY L., BÁN I., FODOR T. (1978): A magyarországi őzállomány értékelése. *Vadbiológiai Kutatás,* 21 5-9. p.

BAKKAY L., JANKOVITS R., SZIDNAI L. (1969): A trófeák bírálatának útmutatója. Budapest: MÉM Vadászati és Vadgazdálkodási Főosztály. 66 p.

BÁN I., FODOR T. (1979): Őzagancsok értékmérőinek elemző vizsgálata, különös tekintettel a talajra. *Vadbiológiai Kutatás*, 24 8-12. p.

BÁN I., FODOR T. (1980): A talaj elemtartalma és a trófeajellemzők közötti összefüggés. *Vadbiológiai Kutatás*, 26 20-24. p.

BÁN I., FODOR T. (1986a): Az őztrófea-értékmérők elemzése a talaj fizikai-kémiai tulajdonságai és minősége függvényében. 54-81. p. In: BÁN I. (Szerk.): *Élőhely és trófeavizsgálat számítógéppel.* Budapest: Akadémiai Kiadó. 207 p.

BÁN I., FODOR T. (1986b): Az őztrófea-értékmérők vizsgálata. 29-47. p. In: BÁN I. (Szerk.): *Élőhely és trófeavizsgálat számítógéppel*. Budapest: Akadémiai Kiadó. 207 p.

BÁRDOS L., KOVÁCS G. (1978): Az őz (Capreolus capreolus L.) agancsfejlődésével kapcsolatos vizsgálatok, különös tekintettel egyes vérösszetevőkre. *Vadbiológiai Kutatás*, 21 1-4. p.

BARLING P. M., CHONG K. W. (1999): The involvement of phosphohydrolases in mineralization: studies on enzymatic activities extracted from red deer antler. *Calcified Tissue International*, 65 232-236. p.

BARLING P. M., GUPTA D. K., LIM C. E. L. (1999): Involvement of phosphodiesterase I in mineralization: histochemical studies using antler from red deer (Cervus elaphus) as a model. *Calcified Tissue International*, 65 384-389. p.

BARTOŠ L., BAHBOUH R., VACH M. (2007): Repeatability of size and fluctuating asymmetry of antler characteristics in red deer (Cervus elaphus) during ontogeny. *Biological Journal of the Linnean Society*, 91 (2) 215-226. p.

BARTOŠ L., SCHAMS D., BUBENIK G. A. (2009): Testosterone, but not IGF-1, LH, prolactin or cortisol, may serve as antler-stimulating hormone in red deer stags (Cervus elaphus). *Bone*, 44 691-698. p.

BARTOŠ L., SCHAMS D., KIERDORF U., FISCHER K., BUBENIK G. A., ŠILER J., LOSOS S., TOMÁNEK M., LAŠTOVKOVÁ J. (2000): Cyproterone acetate reduced antler growth in surgically castrated fallow deer. *Journal of Endocrinology*, 164 87-95. p.

BELLANGER J. R., TRESSOL J. C., PIEL H. P. (1979): A semi-automated method for the determination of iodine in plants. *Annales de Recherches Vétérinaires (Veterinary Research),* 10 (1) 113-118. p.

BENCZE L. (1961): A vadállomány és a környezet kapcsolatai. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó. 123 p.

BENCZE L. (1971): A természeti adottságok felismerésének jelentősége a vadgazdálkodásban. *Nimród Fórum,* 3 (9) 3-5. p.

BENCZE L. (1972): Vadgazdálkodásunk természeti adottságai. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó. 235 p.

BENCZE L. (1979): A vadállomány fenntartásának lehetőségei. A vadászati ökológia alapjai. Budapest: Akadémiai Kiadó. 250 p.

BENCZE L. (2004): A tudás bölcsőjénél. A vadgazdálkodási kutatások kezdeti eredményei Sopronban. Sopron: Vadgazdálkodási Intézet. 267 p.

BERTÓTI I. (1964): Vadgazdálkodás és vadászat. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó. 327 p.

BERTÓTI I. (1969): Hozzászólások Szederjei Ákos "Az őz magatartásának és egyes biológiai tulajdonságainak megváltozása az ökológiai hatásokra" című előadásához. 149-152. p. In: SZILÁGYI G. (Szerk.): *A III. Magyar Vadász Napok előadásai. 1968. október 24-26.* Budapest: Tudományos Ismeretterjesztő Társulat. 271 p.

BERTÓTI I. (1995): Őzhívás. Harmadik kiadás. Budapest: Agrárker Bt. 267 p.

BISHOP C. J., WATKINS B. E., WOLFE L. L., FREDDY D. J., WHITE G. C. (2009): Evaluating mule deer body condition using serum thyroid hormone concentration. *Journal of Wildlife Management,* 73 462-467. p.

BLEIER N., MÁTRAI K., LEHOCZKI R., CSÁNYI S. (2007): Cultivated plants in roe deer summer diet in agricultural environment of Hungary. *8th Roe Deer Meeting, Velenje, Slovenia*. ERICo. June 25-29, 2007. Book of Abstracts: 62.

BORS J., MARTENS R. (1992): The contribution of microbial biomass to the adsorption of radioiodide in soils. *Journal of environmental radioactivity*, 15 35-49. p.

BOWYER R. T., KIE J. G. (2006): Effects of scale on interpreting life-history characteristics of ungulates and carnivores. *Diversity and Distributions*, 12 244-257. p.

BOWYER R. T., KIE J. G., VAN BALLENBERGHE V. (1996): Sexual segregation in black-tailed deer: effects of scale. *Journal of Wildlife Management,* 60 10-17. p.

BREIMAN L., FRIEDMAN J. H. (1985): Estimating optimal transformations for multiple regression and correlation. *Journal of the American Statistical Association*, 80 580-598. p.

BROWN R. D. (1990): Nutrition and antler development. 426-441. p. In: BUBENIK G. A., BUBENIK A. B. (Szerk.): *Horns, pronghorns, and antlers: evolution, morphology, physiology, and social significance.* New York, Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag. 562 p.

BROWN R. D. (Szerk.) (1982): Antler development in Cervidae. Kingsville TX: Caesar Kleberg Wildlife Research Institute. 480 p.

BROWN R. D., CHAO C. C., FAULKNER L. W. (1983): Thyroxine levels and antler growth in white-tailed deer. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Comparative Physiology*, 75A (1) 71-75. p.

BUBENIK A. B., TACHEZY R., BUBENIK G. A. (1976): The role of the pituitary-adrenal axis in the regulation of antler growth processes. *Saugetierkundliche Mitteilungen*, 24 1-5. p.

BUBENIK G. A. (1982): Endocrine regulation of the antler cycle. 73-107. p. In: BROWN R. D. (Szerk.): *Antler development in Cervidae*. Kingsville, Texas: Caesar Kleberg Wildlife Research Institute. 480 p.

BUBENIK G. A. (1986): Regulation of seasonal endocrine rhythms in male boreal cervids. 461-474. p. In: ASSEMACHER I., BOISSIN J. (Szerk.): *Endocrine regulations as adaptive mechanisms to the environment*. International Colloquium. C.N.R.S., C.E.B.A.S., Foret de Chize, France. s.p.

BUBENIK G. A. (1990): Neuroendocrine regulation of the antler cycle. 265-297. p. In: BUBENIK G. A., BUBENIK A. B. (Szerk.): *Horns, pronghorns, and antlers: evolution, morphology, physiology, and social significance.* New York, Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag. 562 p.

BUBENIK G. A. (1999): New aspects of the regulation of antler development: reevaluation of old dogmas. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 45 165-173. p.

BUBENIK G. A. (2001): New views on the function of antlers and the regulation of antlerogenesis. 429-440. p. In: RENECKER L. A., RENECKER T. A. (Szerk.): *Game conservation and sustainability: biodiversity, management, ecotourism, traditional medicine & health.* Startford, Ontario, Kanada: Renecker & Associates. s.p.

BUBENIK G. A. (2002): All you need to know about growing antlers: Why, where, when and how they grow. *Proceedings of the 3rd World Deer Farming Congress, Texas, USA: NADeFA,* 163-175. p.

BUBENIK G. A. (2006): Seasonal regulation of deer reproduction as related to the antler cycle - a review. *Veterinarski Arhiv*, 76 (Suppl.) 275-285. p.

BUBENIK G. A., BUBENIK A. B. (1978): The role of sex hormones in the growth of antler bone tissue; Influence of antiestrogen therapy. *Saugetierkundliche Mitteilungen*, 40 284-291. p.

BUBENIK G. A., BUBENIK A. B. (1986): Phylogeny and ontogeny of antlers and neuro-endocrine regulation of the antler cycle – a review. *Mammalogical Information*, 33 (2+3) 97-123. p.

BUBENIK G. A., BUBENIK A. B. (1987): Recent advances in studies of antler development and neuroendocrine regulation of the antler cycle. 99-109. p. In: WEMMER CH. M. (Szerk.): *Biology and Management of the Cervidae.* Washington: Smithsonian Institution Press. s.p.

BUBENIK G. A., BUBENIK A. B. (Szerk.) (1990): Horns, pronghorns, and antlers: evolution, morphology, physiology, and social significance. New York, Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag. 562 p.

BUBENIK G. A., BUBENIK A. B., BROWN G. M., WILSON D. A. (1975): The role of sex hormones in the growth of antler bone tissue. I: Endocrine and metabolic effects of antiandrogen therapy. *Journal of Experimental Zoology*, 194 (2) 349-358. p.

BUBENIK G. A., LEATHERLAND J. F. (1984): Seasonal levels of cortisol and thyroid hormones in intact and castrated mature male white-tailed deer. *Canadian Journal of Zoology*, 62 783-787. p.

BUBENIK G. A., SCHAMS D., WHITE R. G., ROWELL J., BLAKE J., BARTOS L. (1998): Seasonal levels of metabolic hormones and substrates in male and female reindeer (Rangifer tarandus). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C*, 120C 307-315. p.

BUBENIK G. A., SCHAMS D., WHITE R. J., ROWELL J., BLAKE J., BARTOS L. (1997): Seasonal levels of reproductive hormones and their relationship to the antler cycle of male and female reindeer (Rangifer tarandus). *Comparative Biochemistry and Physiology*, 116B (2) 269-277. p.

BUBENIK G. A., SEMPÉRÉ A. J., HAMR J. (1987): Developing antler, a model for endocrine regulation of bone growth. Concentration gradient of T3, T4, and alkaline phosphatase in the antler, jugular, and the saphenous veins. *Calcified Tissue International*, 41 38-43. p.

BUBENIK G. A., SMITH J. H., POMERANTZ D. K., SCHAMS D. (1990): Plasma LH, FSH, testosterone, prolactin and androstenedione in male white-tailed deer after ACTH and dexamethasone administration. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 95A (1) 163-169. p.

BUBENIK G. A., SMITH J. S. (1986): The effect of thyroxine (T4) administration on plasma levels of tri-iodothyronine (T3) and T4 in male white-tailed deer. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 83A (1) 185-187. p.

BUBENIK G. A., SMITH P. S., SCHAMS D. (1986): The effect of orally administered melatonin on the seasonality of deer pelage exchange, antler development, LH, FSH, prolactin, Testosterone, T_3, T_4, cortisol, and alkaline phosphatase. *Journal of Pineal Research*, 3 331-349. p.

BUBENIK G. A., WHITE R. G., BARTOŠ L. (2000): Antler growth in male and female reindeer and its relationship to seasonal blood levels of alkaline phosphatase. *Folia Zoologica*, 49 (3) 161-166. p.

BURBAITE L., CSÁNYI S. (2009): Roe deer population and harvest changes in Europe. *Estonian Journal of Ecology*, 58 (3) 169-180. p.

BURNHAM K. P., ANDERSON D. R. (2004): Multimodel interference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological Methods and Research*, 33 261-304. p.

CEACERO F., LANDETE-CASTILLEJOS T., GARCÍA A., ESTÉVEZ J. A., MARTINEZ A., CALATAYUD A., GASPAR-LÓPEZ E., GALLEGO L. (2009): Free-choice mineral consumption in Iberian red deer (Cervus elaphus hispanicus) response to diet deficiencies. *Livestock Science,* 122 345-348. p.

CHAO C. C., BROWN R. D., DEFTOS L. J. (1984): Seasonal levels of serum parathyroid hormone, calcitonin and alkaline phosphatase in relation to antler cycle in white-tailed deer. *Acta Endocrinologica*, 106 (2) 234-240. p.

CLARK G., ORR M., GILL J. (2000): Quarterly review of diagnostic cases – October to December 1999. *Surveillance*, 27 12-13. p.

CLUTTON-BROCK T. H., GUINNESS F. E., ALBON S. D. (1982): Red deer: ecology and behavior of two sexes. Edinburgh: Edinburgh University Press. 250 p.

CÔTÉ I. M., POULINB R. (1995): Parasitism and group size in social animals: a meta-analysis. *Behavioral Ecology*, 6 (2) 159-165. p.

CRAWFORD H. S., MARCHINTON R. L. (1989): A habitat suitability index for white-tailed deer in the Piedmont. *Southern Journal of Applied Forestry*, 13 12-16. p.

CURREY J. D., LANDETE-CASTILLEJOS T., ESTEVEZ J., CEACERO F., OLGUIN A., GARCIA A., GALLEGO L. (2009): The mechanical properties of red deer antler bone when used in fighting. *Journal of Experimental Biology*, 212 3985-3993. p.

CSÁNYI S. (1991): A hazai őzpopuláció dinamikája, hasznosítása és a környezet változása közötti kapcsolatok. Kandidátusi értekezés. Gödöllő: Gödöllői Agrártudományi Egyetem, Vadbiológiai Kutató Állomás. 112 p.

CSÁNYI S. (1996): Vadgazdálkodási Adattár 1960-1995. Gödöllő: Országos Vadgazdálkodási Adattár. s.p.

CSÁNYI S. (2003): A nagyvadállomány körzettervekből adódó szabályozásának megvalósítása. (Az Országos Vadgazdálkodási Tanács 2003. december 16-i ülésén elfogadott anyag.) Kézirat. Gödöllő: Országos Vadgazdálkodási Adattár. 11 p.

CSÁNYI S., LEHOCZKI R. (2007): Európai őz. 257-260. p. In: BIHARI Z., CSORBA G., HELTAI M. (Szerk.): *Magyarország emlőseinek atlasza.* Budapest: Kossuth Kiadó. 360 p.

CSÁNYI S., LEHOCZKI R. (2010): Ungulates and their management in Hungary. 291-318. p. In: APOLLONIO M., ANDERSEN R., PUTMAN R. (Szerk.): *European ungulates and their management in the 21st century.* Cambridge: Cambridge University Press. 604 p.

CSÁNYI S., LEHOCZKI R., SCHALLY G., BLEIER N., SONKOLY K. (2006): Az őz élőhely-használata alföldi, mezőgazdasági környezetben. *Vadbiológia*, 12 7-20. p.

CSÁNYI S., LEHOCZKI R., SOLT SZ. (2003): Az őz területhasználata alföldi, mezőgazdasági élőhelyen. *Vadbiológia*, 10 1-14. p.

CSÁNYI S., LEHOCZKI R., SONKOLY K. (2010): National Game Management Database of Hungary. *International Journal of Information Systems and Social Changes*, 1 (4) 34-43. p.

CSÁNYI S., LEHOCZKI R., SONKOLY K. (2010a): A vadállomány helyzete és a vadgazdálkodás eredményei a 2009/2010. vadászati évben. 3-51. p. In: CSÁNYI S., LEHOCZKI R., SONKOLY K. (Szerk.): *Vadgazdálkodási Adattár 2009/2010. vadászati év.* Gödöllő: Országos Vadgazdálkodási Adattár. 56 p.

CSÁNYI S., RITTER D. (1999): A fenntartható nagyvadlétszám meghatározása az állomány területi eloszlása alapján térinformatikai eszközökkel. *Vadbiológia*, 6 23-32. p.

CSÁNYI S., SONKOLY K. (2003a): Az őztrófeák nagyságát befolyásoló meteorológiai tényezők értékelése. *Vadbiológia*, 10 61-67. p.

CSÁNYI S., SONKOLY K. (2003b): The effect of winter weather on antler weights of roe deer in Hungary. 3rd International Wildlife Management Congress, December 1-5, 2003, Christchurch, New Zealand.

CSÁNYI S., SONKOLY K. (2003c): Winter weather and antler weights of roe deer in Hungary. 26th Congress of the International Union Of Game Biologists, September 1-6, 2003, Braga, Portugal.

CSÁNYI S., SZABÓ Z. (2005): Trófeabírálat. Egyetemi jegyzet. Gödöllő: Szent István Egyetem, Vadgazda Mérnöki Szak, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék. 38 p.

CSÁNYI S., SZIDNAI L. (1994): Őzgazdálkodásunk helyzetének értékelése. *Vadbiológia 1990 - 1993*, 4 73-107. p.

DANILKIN A., HEWISON A. J. M. (1996): Behavioural ecology of Siberian and European roe deer. London: Chapman & Hall. 277 p.

DE JONG C. B., GILL R. M. A., VAN WIEREN S. E., BURLTON F. W. E. (1995): Diet selection by roe deer Capreolus capreolus in Kielder Forest in relation to plant cover. *Forest Ecology and Management*, 79 91-97. p.

DEBELJAK M., DŽEROSKI S., ADAMIČ M. (1999): Interaction among the red deer (Cervus elaphus, L.) population, meteorological parameters and new growth of the natural regenerated forest in Snežnik, Slovenia. *Ecological Modelling*, 121 51-61. p.

DEMARAIS S. (1998): Managing for antler production: understanding the age - nutrition – genetic interaction. 33-36. p. In: KENNETH A. C., ROLLINS D. (Szerk.): *The role of genetics in white-tailed deer management. Symposium Proceedings*. Second edition. College Station, Texas: Texas A&M University, Texas Chapter, The Wildlife Society. 129 p.

DEMARAIS S., JACOBSON H. A., GUYNN D. C. (1983): Abomasal parasites as a health index for white-tailed deer in Mississippi. *Journal of Wildlife Management*, 47 (1) 247-252. p.

DEMARAIS S., MILLER K. V., JACOBSON H. A. (2000): White-tailed deer (Chapter 29). 601-628. p. In: DEMARAIS S., KRAUSMAN P. R. (Szerk.): *Ecology and management of large mammals in North America*. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall. 778 p.

DENNEY A. H. (1944): Wildlife relationships to soil types. Trans. North American Wildlife Conference, 9 316-322. p.

DIEHL P., MAZZARINO M. J., FONTENLA S. (2008): Plant limiting nutrients in Andean-Patagonian woody species: Effects of interannual rainfall variation, soil fertility and mycorrhizal infection. *Forest Ecology and Management*, 255 2973-2980. p.

DITCHKOFF S. S., LOCHMILLER R. L., MASTERS R. E., HOOFER S. R., VAN DEN BUSSCHE R. A. (2001): Major-histocompatibility-complex-associated variation in secondary sexual traits of white-tailed deer (Odocoileus virginianus): evidence for good-genes advertisement. *Evolution*, 55 (3) 616-625. p.

DOHY J. (1999): Genetika állattenyésztőknek. Budapest: Mezőgazda Kiadó. 342 p.

DOMÁN CS. (2005): Többváltozós korreláció- és regressziószámítás. Oktatási segédlet. Miskolc: Miskolci Egyetem, Üzleti Statisztika és Előrejelzési Tanszék. 45 p.

DUNCAN P., TIXIER H., HOFMANN R. R., LECHNER-DOLL M. (1998): Feeding strategies and physiology of digestion in roe deer. 91-116. p. In: ANDERSEN R., DUNCAN P., LINNELL J. D. C. (Szerk.): *The European roe deer: the biology of success*. Oslo: Scandinavian University Press. 376 p.

DUNKESON R. L., MURPHY D. A. (1953): Missouri's deer herd. Reproduction and checking station data. 15th Midwest Wildlife Conference, Chicago, Illinois.

ELLIOTT J. L., OLDHAM J. M., AMBLER G. R., BASS J. J., SPENCER G. S., HODGKINSON S. C., BREIER B. H., GLUCKMAN P. D., SUTTIE J. M. (1992): Presence of insulin-like growth factor-I receptors and absence of growth hormone receptors in the antler tip. *Endocrinology*, 130 (5) 2513-2520. p.

ESRI (1995): Understanding GIS. The ARC/INFO method. Cambridge: GeoInformation International. s.p.

FÁBIÁN GY. (1969): Hozzászólások Szederjei Ákos "Az őz magatartásának és egyes biológiai tulajdonságainak megváltozása az ökológiai hatásokra" című előadásához. 144-148. p. In: SZILÁGYI G. (Szerk.): *A III. Magyar Vadász Napok előadásai. 1968. október 24-26.* Budapest: Tudományos Ismeretterjesztő Társulat. 271 p.

FÁBIÁN GY. (1972): A szarvasfélék agancsképzésének genetikai alapjai. 41-54. p. In: BENCZE L. (Szerk.): Magyar Vadászok Országos Szövetségének Felsőfokú Vadgazdálkodási Tanfolyamának jegyzete. VI. kötet. Sopron: Magyar Vadászok Országos Szövetsége. s.p.

FARAGÓ S. (2009): A történelmi Magyarország vadászati statisztikái 1879-1913. Sopron: Nyugat-Magyarországi Egyetem Kiadó. 455 p.

FARAGÓ S., NÁHLIK A. (1997): A vadállomány szabályozása. Budapest: Mezőgazda Kiadó. 315 p.

FARKAS D. (2003): Hazai őzgazdálkodásunk értékelése. 13-21. p. In: NAGY E. (Szerk.): *A vadgazdálkodás időszerű kérdései 2, Őz.* Budapest: Országos Magyar Vadászkamara. 71 p.

FARKAS D. (2005): Nézd és lásd! - Kézikönyv az őzről. s.l.: Páskum Nyomda Kft. 171 p.

FARKAS D., ÁDÁMFI T., BOD L., JAKABHÁZY M., SOMOGYVÁRI V., SUGÁR L. (1987): Az őzgazdálkodás helyzetének értékelése (A MAVOSZ Nagyvadgazdálkodási Bizottságának anyaga). *Nimród Fórum*, 1987. július, 1-10. p.

FAUCHEUX C., NICHOLLS B. M., ALLEN S., DANKS J. A., HORTON M. A., PRICE J. S. (2004): Recapitulation of the Parathyroid Hormone- Related Peptide–Indian Hedgehog Pathway in the Regenerating Deer Antler. *Developmental Dynamics*, 231 88-97. p.

FENNESSY P. F., SUTTIE J. M. (1985): Antler growth: nutritional and endocrine factors. 239-250. p. In: FENNESSY P. F., DREW K. R. (Szerk.): *Biology of deer production*. Wellington, New Zealand: Royal Society of New Zealand, Bulletin 22. 482 p.

FODOR T. (1983a): Az őz általános jellemzése. 23-51. p. In: BERDÁR B. (Szerk.): *Az őz és vadászata*. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó. 175 p.

FODOR T. (1983b): Az őz Magyarországon. 16-22. p. In: BERDÁR B. (Szerk.): *Az őz és vadászata*. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó. 175 p.

FRENCH C. E., MCEWEN L. C., MAGRUDER N. D., INGRAM R. H., SWIFT R. W. (1956): Nutrient requirements for growth and antler development in the white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management*, 20 (3) 221-232. p.

FULLER K. T., AMUNDSEN C. C. (1987): Nutritive quality of deer browse related to soil fertility in an oak-hickory forest habitat. 261-268. p. In: HAY R. L., WOODS F. W., DESELM H. (Szerk.): *Proceedings of the Central Hardwood Forest Conference VI.* 24-26 February 1987, Knoxville, Tennessee. s.p.

GASPAR-LÓPEZ E., GARCÍA A. J., LANDETE-CASTILLEJOS T., CARRIÓN D., ESTEVEZ J. A., GALLEGO L. (2008): Growth of the first antler in Iberian red deer (Cervus elaphus hispanicus). *European Journal of Wildlife Research*, 54 1-5. p.

GILL J. (1956): Regional differences in size and productivity of deer in West Virginia. *Journal of Wildlife Management*, 20 286-292. p.

GÓMEZ J. Á., GARCÍA A. J., LANDETE-CASTILLEJOS T., GALLEGO L. (2006a): Effect of advancing births on testosterone until 2.5 years of age and puberty in Iberian red deer (Cervus elaphus hispanicus). *Animal Reproduction Science*, 96 (1-2) 79-88. p.

GÓMEZ J. Á., LANDETE-CASTILLEJOS T., GARCÍA A. J., GALLEGO L. (2006b): Importance of growth during lactation on body size and antler development in the Iberian red deer (Cervus elaphus hispanicus). *Livestock Science*, 105 27-34. p.

GOSS R. J. (1969a): Photoperiodic control of antler cycles in deer. I: Phase shift and frequency changes. *Journal of Experimental Zoology*, 170 (3) 311-324. p.

GOSS R. J. (1969b): Photoperiodic control of antler cycles in deer. II: Alterations in amplitude. *Journal of Experimental Zoology* ,171 223-234. p.

GOSS R. J. (1976): Photoperiodic control of antler cycles in deer. III: Decreasing versus increasing day-length. *Journal of Experimental Zoology*, 197 (3) 307-312. p.

GOSS R. J. (1977): Photoperiodic control of antler cycles in deer. IV. Effects of constant light: dark ratios on circannual rhythms. *Journal of Experimental Zoology*, 201 (3) 379-382. p.

GOSS R. J. (1982): Control of deer antler cycles by photoperiod. 1-13. p. In: BROWN R. D. (Szerk.): *Antler development in Cervidae*. Kingsville, Texas: Caesar Kleberg Wildlife Research Institute. 480 p.

GOSS R. J. (1983): Deer antlers: regeneration, function and evolution. New York: Academic Press. 316 p.

GOSS R. J. (1984): Photoperiodic control of antler cycles in deer. VI. Circannual rhythms on altered day lengths. *Journal of Experimental Zoology*, 230 (2) 265-271. p.

GRACE N. D., WILSON P. R. (2002): Trace element metabolism, dietary requirements, diagnosis and prevention of deficiencies in deer. *New Zealand Veterinary Journal*, 50 (6) 252-259. p.

HAMR J., BUBENIK G. A. (1990): Seasonal thyroid hormone levels of free-ranging white-tailed deer (Odocoileus virginianus) in Ontario. *Canadian Journal of Zoology,* 68 2174-2180. p.

HARMEL D. E. (1982): Effects of genetics on antler quality and body size in white-tailed deer. 339-348. p. In: BROWN R. D. (Szerk.): *Antler development in Cervidae.* Kingsville, Texas: Caesar Kleberg Wildlife Research Institute. 480 p.

HARTL G., APOLLONIO M., MATTIOLI L. (1995a): Genetic determination of cervid antlers in relation to their significance in social interactions. *Acta Theriologica*, 3 199-205. p.

HARTL G., KELIN F., WILLING R., APOLLONIO M., LANG G. (1995b): Allozymes and the genetics of antler development of red deer (Cervus elaphus). *Journal of Zoology*, 237 83-100. p.

HARTL G., LANG G., KLEIN F., WILLING R. (1991): Relationships between allozymes, heterozygosity and morphological characters in red deer (Cervus elaphus), and the influence of selective hunting on allele frequency distributions. *Heredity*, 66 343-350. p.

HELTAY I. (2006): Vadkereskedelem. 330-353. p. In: HELTAY I., KABAI P. (Szerk.): *Hivatásos vadászok kézikönyve I.* Budapest: Országos Magyar Vadászkamara és Dénes Natur Műhely. 552 p.

HERFINDAL I., SÆTHER B.-E., SOLBERG E. J., ANDERSEN R., HØGDA K. A. (2006a): Population characteristics predict responses in moose body mass to temporal variation in the environment. *Journal of Animal Ecology*, 75 1110-1118. p.

HERFINDAL I., SOLBERG E. J., SÆTHER B.-E., HØGDA K. A., ANDERSEN R. (2006b): Environmental phenology and geographical gradients in moose body mass. *Oecologia*, 150 213-224. p.

HEWISON A. J. M. (1996): Variation in fecundity of roe deer in Britain: effects of age and body weight. *Acta Theriologica*, 41 (2) 187-198. p.

HEWISON A. J. M., VINCENT J. P., ANGIBAULT J. M., DELORME D., LAERE G. V., GAILLARD J. M. (1999): Tests of estimation of age from tooth wear on roe deer of known age: variation within and among populations. *Canadian Journal of Zoology*, 77 (1) 58-67. p.

HEWISON A. J. M., VINCENT J. P., REBY D. (1998): Social organisation of European roe deer. 189-219. p. In: ANDERSEN R., DUNCAN P., LINNELL J. D. C. (Szerk.): *The European roe deer: the biology of success*. Oslo: Scandinavian University Press. 376 p.

HOFER D. (2002): The lions share of the hunt. Trophy hunting and conservation: a review of the legal Eurasian tourist hunting market and trophy trade under CITES. TRAFFIC Europe Report. Brussels: TRAFFIC Europe. 71 p.

HOPTION C. S. A. (2006): Hypothesis: dietary iodine intake in the etiology of cardiovascular disease. *Journal of the American College of Nutrition*, 25 1-11. p.

HRABE V., KOUBEK P. (1987): A comparison of some ageing methods in male roe deer (Capreolus capreolus). *Folia Zoologica*, 36 1-12. p.

HROMAS J. (1998): Nejsilnější světové trofeje dle CIC / Die Stärksten Trophäen der Welt nach CIC. Písek, Csehország: Matice lisnická. 259 p.

HUNYADI L., MUNDRUCZÓ GY., VITA L. (1996): Statisztika. Budapest: Aula Kiadó. 883 p.

HUNYADI L., VITA L. (2008): Statisztika II. Budapest: Aula Kiadó. 300 p.

HYVÄRINEN H., KAY R. N. B., HAMILTON W. J. (1977): Variation in the weight, specific gravity and composition of the antlers of red deer (Cervus elaphus L.). *British Journal of Nutrition*, 38 301-311. p.

JACOBSON H. A. (1982): Statewide wildlife investigations: Soil phosphorus as a site index for deer management in Mississippi. Mississippi, USA: Mississippi Game and Fish Commission. 16 p.

JACOBSON H. A. (1984): Relationships between deer and soil nutrients in Mississippi. *Proceedings of Annual Conference of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies*, 38 1-12. p.

JONES P. D., DEMARAIS S., STRICKLAND B. K., EDWARDS S. L. (2008): Soil region effects on white-tailed deer forage protein content. *Southeastern Naturalist*, 7 (4) 595-606. p.

JONES R. L. (2002): Zinc, iron, and sodium in hair of deer from areas of contrasting soil productivity. *Biological Trace Element Research*, 86 217-226. p.

JONES R. L., WEEKS H. P. JR. (1998): Calcium, magnesium, and potassium in hair of deer from areas of contrasting soil productivity. *Biological Trace Element Research*, 62 155-166. p.

KARMARKAR M. G., DEO M. G., KOCHUPILLAI N., RAMALINGASWAMI V. (1974): Pathophysiology of Himalayan endemic goiter. *The American Journal of Clinical Nutrition*, 27 96-103. p.

KETSKEMÉTY L., IZSÓ L. (2005): Bevezetés az SPSS programrendszerbe. Budapest: ELTE Eötvös Kiadó. 459 p.

KIERDORF U., LI C., PRICE J. S. (2009): Improbable appendages: Deer antler renewal as a unique case of mammalian regeneration. *Seminars in Cell & Developmental Biology*, 20 535–542. p.

KIRÁLY I. (2009). Magyarországi őzállományok orr-garatbagócs- fertőzöttségéről és a parazita biológiájának sajátosságairól. Doktori értekezés. Mosonmagyaróvár: Nyugat-Magyarországi Egyetem, Mezőgazdasági és Élelmiszertudományi Kar, Állattudományi Intézet. 131 p.

KLEIN D. R., STRANDGAARD H. (1972): Factors affecting growth and body size of roe deer. *Journal of Wildlife Management*, 36 64-79. p.

KOLLER M., BERTÓTI I. (1971): Az őzállomány szakszerű kezelése. Irányelvek a Távlati Vadgazdálkodási Terv végrehajtásához 5. Budapest: Magyar Vadászok Országos Szövetsége. 27 p.

KOTLÁN S., KOBULEJ T. (1972): Parazitológia. Negyedik kiadás. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó. 503 p.

KOVÁCS SZ. (2010): Az ideg- és izomrendszerben előforduló Elaphostrongylus cervi fonálféreg ökológiai viszonyainak vizsgálata dunántúli gímszarvas populációkban. Doktori értekezés. Kaposvár: Kaposvári Egyetem. 114 p.

KŐHALMY T. (1999): Az erdei nagyvadállomány tervezése. *Vadbiológia*, 6 13-21. p.

KREYBIG L. (1937): A Magyar Királyi Földtani Intézet talajfelvételi, vizsgálati és térképezési módszere. *Bulletin of the Hungarian Royal Geological Institute*, 31 148-244. p.

KRUUK L. E. B., SLATE J., PEMBERTON J. M., BROTHERSTONE S., GUINNESS F., CLUTTON-BROCK T. (2002): Antler size in red deer: heritability and selection but no evolution. *Evolution*, 56 (8) 1683-1695. p.

KSH (1948a): Statisztikai tájékoztató. Vadászati eredmények 1946/47. évben. (990/1948.sz.) Budapest: Központi Statisztikai Hivatal. 8 p.

KSH (1948b): Statisztikai tájékoztató. Vadászati eredmények 1947/48. évben. (3793/1948.sz.) Budapest: Központi Statisztikai Hivatal. 8 p.

LEHOCZKI R. (2004a): Creating digital habitat map - important part of the biotelemetry study. Student Conference on Conservation Science, Cambridge, UK. March 24-26, 2004.

LEHOCZKI R. (2004b): Talajjellemzők hatásának térinformatikai elemzése az őzagancs minőségre az Agrotopográfiai Adatbázis alapján. *Acta Agraria Kaposváriensis*, 8 (3) 77-89. p.

LEHOCZKI R., CENTERI C., SONKOLY K., CSÁNYI S. (2011a): Possible use of nationwide digital soil database on predicting roe deer antler weight. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 57 (1) 95-109. p.

LEHOCZKI R., CSÁNYI S., SONKOLY K. (2008): Az Országos Vadgazdálkodási Adattár céljai és feladatai. *Nimród Vadászújság*, 96 (10) 13-14. p.

LEHOCZKI R., CSÁNYI S., SONKOLY K. (2010a): Az agancsfejlesztés hormonális szabályozása - irodalmi áttekintés. *Vadbiológia*, 13 78-92. p.

LEHOCZKI R., CSÁNYI S., SONKOLY K. (2010b): Az agancsnövekedés a kor és a terület függvényében az Országos Vadgazdálkodási Adattár adatai alapján. Előadás. Szakmai nap az őzgazdálkodásról (TÁMOP). Gödöllő, 2010. április 9.

LEHOCZKI R., CSÁNYI S., SONKOLY K., CENTERI CS. (2010c): Using a national digital soil database to predict roe deer antler quality in Hungary. 70-73. p. In: 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World, 1 – 6 August 2010. Published on DVD. Brisbane, Australia: International Union of Soil Sciences. s. p.

LEHOCZKI R., ERDÉLYI K., SONKOLY K., SZEMETHY L., CSÁNYI S. (2011b): Iodine distribution in the environment as a limiting factor for roe deer antler development. *Biological Trace Element Research*, 139 168-176. p. (DOI: 10.1007/s12011-010-8655-8)

LEHOCZKI R., SOLT S., CSÁNYI S. (2004): Különböző pontosságú digitális élőhelytérkép készítésének lehetőségei. II. Alkalmazott Informatikai Konferencia, Kaposvár, Kaposvári Egyetem, Állattudományi Kar. 2004. május 20.

LEHOCZKI R., SONKOLY K., CSÁNYI S. (2010d): Környezeti tényezők területenkénti eltérő jelentősége az őz agancsfejlesztésében. *Vadbiológia*, 13 24-33. p.

LEHOCZKI R., SONKOLY K., ERDÉLYI K., BEREGI A., CSÁNYI S. (2010f): A jód szerepe a szarvasfélék agancsfejlesztésében. *Vadbiológia*, 13 34-40. p.

LEITOLD J., HINGER S., KULCSÁR M., HUSZENICZA GY. (2004): Rendellenes agancsfejlődés előzetesen ivartalanított őzbakon (Capreolus capreolus L.) és az agancs műtéti eltávolítása. *Magyar Állatorvosok Lapja*, 126 (4) 231-236. p.

LINNELL J. D. C., DUNCAN P., ANDERSEN R. (1998): The European roe deer: A portrait of a successful species. 11-22. p. In: ANDERSEN R., DUNCAN P., LINNELL J. D. C. (Szerk.): *The European roe deer: the biology of success*. Oslo: Scandinavian University Press. 376 p.

LOUDON A. S. I. (1987) The influence of forest habitat structure on growth, body size and reproduction in roe deer (Capreolus capreolus L.). 559-567. p. In: WEMMER C. M. (Szerk.): *Biology and management of Cervidae*. Washington DC, London: Smithsonian Institution Press. s.p.

LOVASSY S. (1927): Magyarország gerinces állatai és gazdasági vonatkozásaik. Budapest: Királyi Magyar Természettudományi Társulat. 895 p. Cit. FODOR T. (1983): Az őz Magyarországon. 16-22. p. In: BERDÁR B. (Szerk.): *Az őz és vadászata*. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó. 175 p.

LUKEFAHR S. D., JACOBSON H. A. (1998): Variance component analysis and heritability of antler traits in white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management*, 62 (1) 262-268. p.

MACKOWIAK C. L., GROSSL P. R. (1999): Iodate and iodine effects on iodine uptake and partitioning in rice (Oryza sativa L.) grown in solution culture. *Plant and Soil*, 212 135-143. p.

MAJZINGER I. (2010): A magyarországi őzállomány létszámának meghatározása populáció-rekonstrukcióval. *Vadbiológia*, 13 11-23. p.

MAROSÁN M. (2001): Az őz (Capreolus capreolus, L. 1758) egyes korbecslési módszereinek összehasonlító értékelése. Diplomamunka. Mosonmagyaróvár: Nyugat-Magyarországi Egyetem, Mezőgazdaságtudományi Kar, Állatélettani, Állategészségtani és Biotechnológiai Tanszék. 68 p.

MAROSÁN M. (2004): Az őz (Capreolus capreolus (L.) 1758) egyes korbecslési módszereinek és életkorra utaló bélyegeinek összehasonlító értékelése. Doktori értekezés. Sopron: Nyugat-Magyarországi Egyetem. 125 p.

MÁTRAI K. (2000): Az őz téli tápláléka: élőhelytől függő azonosságok és különbségek. *Vadbiológia*, 7 47-53. p.

MÁTRAI K., KABAI P. (1989): Winter plant selection by red and roe deer in a forest habitat in Hungary. *Acta Theriologica*, 34 227-234. p.

MÁTRAI K., SZEMETHY L., TÓTH P., KATONA K., SZÉKELY J. (2004): Resource use by red deer in lowland nonnative forests, Hungary. *Journal of Wildlife Management*, 68 (4) 879-888. p.

MAUBLANC M. L., BIDEAU E., PICOT D., RAMES J. L., DUBOIS M., FERTÉ H., GERARD J. F. (2009): Demographic crash associated with high parasite load in an experimental roe deer (Capreolus capreolus) population. *European Journal of Wildlife Research*, 55 621–625. p.

MAVOSZ (1980): Az őzkonferencia állásfoglalása. *Nimród Fórum,* 1980. október, 15-16. p.

MÉM (1970): Vadgazdálkodásunk távlati fejlesztésének irányelvei. Budapest: MÉM Vadászati és Vadgazdálkodási Főosztály. 30 p.

MÉM (1980): A vadgazdálkodás távlati irányelvei 1980 - 1990. Budapest: MÉM Vadászati és Halászati Főosztály. 50 p.

MERKE F. (1965): Die Eiszeit als primordiale Ursache des endemischen Kropfes. *Schweizerische Medizinische Wochenschrift*, 95 1183-1192. p.

MGSZH (2010): Erdővagyon, erdő- és fagazdálkodás Magyarországon. Budapest: Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal, Erdészeti Igazgatóság. (http://www.mgszh.gov.hu/szakteruletek/ /szakteruletek/erdeszeti_igazgatosag/erdovagyon_adatok/adatok; letöltve: 2010. január 24.)

MIKKO S., ROED K., SCHMUTZ S., ANDERSSON L. (1999): Monomorphism and polymorphism at Mhc DRB loci in domestic and wild ruminants. *Immunological Reviews*, 167 (1) 169-178. p.

MIRANDA B. R., PORTER W. F. (2003): Statewide habitat assessment for white-tailed deer in Arkansas using satellite imagery. *Wildlife Society Bulletin*, 31 (3) 715-726. p.

MIRARCHI R. E., SCANLON P. F., KIRKPATRICK R. L., SCHRECK C. B. (1977): Androgen levels and antler development in captive and wild white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management*, 41 (2) 178-183. p.

MITCHELL A. (2005): The ESRI guide to GIS analysis, Volume 2: Spatial measurements and statistics. Redlands, CA: ESRI Press. 252 p.

MORELLET N., GAILLARD J. M., HEWISON A. J. M., BALLON P., BOSCARDIN Y., DUNCAN P., KLEIN F., MAILLARD D. (2007): Indicators of ecological change: new tools for managing population of large herbivores. *Journal of Applied Ecology*, 1-10. p. DOI 10.1111/j.1365-2664.2007.01307.x

MORRIS J. M., BUBENIK G. A. (1983): Seasonal levels of minerals, enzymes, nutrients and metabolic products in plasma of intact and castrated adult male white-tailed deer (Odocoileus virginianus). *Comparative Biochemistry and Physiology*, 74A (1) 21-28. p.

MULVEY M., AHO J. M. (1993): Parasitism and mate competition: liver flukes in white-tailed deer. *Oikos*, 66 187-192. p.

MYRBERGET S. (1988): Hunting statistics as indicators of game population size and composition. *Statistical Journal of the United Nations ECE*, 5 289-301. p.

MYSTERUD A. (2006): The concept of overgrazing and its role in management of large herbivores. *Wildlife Biology*, 12 (2) 129-141. p.

MYSTERUD A., LANGVATN R., YOCCOZ N. G., STENSETH N. C. (2002): Large-scale habitat variability, delayed density effects and red deer populations in Norway. *Journal of Animal Ecology*, 71 569-580. p.

MYSTERUD A., MEISINGSET E., LANGVATN R., YOCCOZ N. G., STENSETH N. C. (2005): Climate-dependent allocation of resources to secondary sexual traits in red deer. *Oikos*, 111 245-252. p.

MYSTERUD A., ØSTBYE E. (2006): Effect of climate and density on individual and population growth of roe deer Capreolus capreolus at northern latitudes: the Lier valley, Norway. *Wildlife Biology*, 12 (3) 321-329. p.

MYSTERUD A., TRYJANOWSKI P., PANEK M. (2006): Selectivity of harvesting differs between local and foreign roe deer hunters: trophy stalkers have the first shot at the right place. *Biology Letters*, 2 632-635. p.

MYSTERUD A., YOCCOZ N. G., STENSETH N. C., LANGVATN R. (2001): Effects of age, sex and density on body weight of Norwegian red deer: evidence of density-dependent senescence. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 268 911-919. p.

NEMES NAGY J. 2007. Kvantitatív társadalmi térelemzési eszközök a mai regionális tudományban. *Tér és Társadalom*, 21 1-19. p.

NUSSEY D. H., CLUTTON-BROCK T. H., ALBON S. D., PEMBERTON J., KRUUK L. E. B. (2005): Constraints on plastic responses to climate variation in red deer. *Biology Letters*, 1 457-460. p.

OTT J. R., BACCUS J. T., ROBERTS S. W., HARMEL D. E., FUCHS E., ARMSTRONG W. E. (1998): The comparative performance of spike- and forkantlered yearling white-tailed deer: the basis for selection. 22-32. p. In: KENNETH A. C., ROLLINS D. (Szerk.): *The role of genetics in white-tailed deer management. Symposium Proceedings*. Second edition. College Station, Texas: Texas A&M University, Texas Chapter, The Wildlife Society. 129 p.

OVA (2004): A szakszerűtlen elejtés megítélésének szempontjai és a trófeabírálat irányelvei az egyes körzeti vadgazdálkodási tervek 3.4. fejezete alapján. Gödöllő: Országos Vadgazdálkodási Adattár. s.p.

PANTIĆ V. (1967): Ultrastructure of deer and roe-buck thyroid. *Cell and Tissue Research,* 81 487-500. p.

PATTANAIK A. K., KHAN S. A., MOHANTY D. N., VARSHNEY V. P. (2004): Nutritional performance, clinical chemistry and semen characteristics of goats fed a mustard (Brassica juncea) cake based supplement with or without iodine. *Small Ruminant Research*, 54 173-182. p.

PATTANAIK A. K., KHAN S. A., VARSHNEY V. P., BEDI S. P. S. (2001): Effect of iodine level in mustard (Brassica juncea) cake-based concentrate supplement on nutrient utilisation and serum thyroid hormones of goats. *Small Ruminant Research*, 41 51-59. p.

PÉLABON C., VAN BREUKELEN L. (1998): Asymmetry in antler size in roe deer (Capreolus capreolus): an index of individual and population conditions. *Oecologia*, 116 1-8. p.

PETTORELLI N., GAILLARD J. M., LAERE G. V., DUNCAN P., KJELLANDER P., LIBERG O., DELORME D., MAILLARD D. (2002): Variations in adult body mass in roe deer: the effects of population density at birth and of habitat quality. *Proceeding of the Royal Society London Biological Science*, 269 747-753. p.

PIHA M., TIAINEN J., HOLOPAINEN J., VEPSALAINEN V. (2007): Effects of land-use and landscape characteristics on avian diversity and abundance in a boreal agricultural landscape with organic and conventional farms. *Biological Conservation*, 140 50-61. p.

POTTER B. J., JONES G. B., BUCKLEY R. A., BELLING G. B., MCINTOSH G. H., HETZEL B. S. (1980): Production of severe iodine deficiency in sheep using a prepared low-iodine diet. *Australian Journal of Biological Sciences*, 33 (1) 53-61. p.

POTTER B. J., MCINTOSH G. H., HETZEL B. S. (1981): The effect of iodine deficiency on fetal brain development in the sheep. 119-148. p. In: HETZEL B. S., SMITH R. M. (Szerk.) *Fetal brain disorders. Recent approaches to the problem of mental deficiency*. Amsterdam: Elsevier/North Holland Biomedical Press. 265 p.

PRAKFALVI P. (1993): A sóshartyányi Jódaqua kutatástörténete és földtana. Budapest: Axel Springer. 49 p.

PRICE J. S., ALLEN S., FAUCHEUX C., ALTHNAIAN T., MOUNT J. G. (2005): Deer antlers: a zoological curiosity or the key to understanding organ regeneration in mammals? *Journal of Anatomy*, 207 603-618. p.

PRICE J., ALLEN S. (2004): Exploring the mechanisms regulating regeneration of deer antlers. *Philosophical Transaction Royal Society London B Biological Science*, 359 809-822. p.

PRIOR R. (2000): Roe deer management and stalking. Shrewsbury, UK: Swan Hill Press. 192 p.

PUTMAN R. (1988): The natural history of deer. London: Christopher Helm. 191 p.

PUTMAN R. J., STAINES B. W. (2004): Supplementary winter feeding of wild red deer Cervus elaphus in Europe and North America: justification, feeding practice and effectiveness. *Mammal Review*, 34 285-306. p.

RATCLIFFE P. R., MAYLE B. A. (1992): Roe deer biology and management. Forestry Commission Bulletin 105. London: HMSO Publications Centre. 28 p.

REICZIGEL J., HARNOS A., SOLYMOSI N. (2007): Biostatisztika nem statisztikusoknak. Nagykovácsi: Pars Kft. 455 p.

RENGEL Z., BATTEN G. D., CROWLEY D. E. (1999): Agronomic approaches for improving the micronutrient density in edible portions of field crops. *Field Crops Research*, 60 27-40. p.

RERÁBEK J., BUBENIK A. G. (1956): Studies on the mineral metabolism of antlered deer by means of radioactive isotopes. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 2 119-123. p.

RIIS P. M., MADSEN A. (1985): Thyroxine concentrations and secretion rates in relation to pregnancy, lactation and energy balance in goats. *Journal of Endocrinology*, 107 421-427. p.

RITTER D., CSÁNYI S. (1999): Földrajzi információs rendszerek alkalmazása az Országos Vadgazdálkodási Adattár fejlesztésében. Vadbiológia, 6 33-42. p.

RYG M. (1983): Effect of testosterone on antler growth in yearling male reindeer. *Rangifer*, 3 (2) 6-9. p.

RYG M., LANGVATN R. (1982): Seasonal changes in weight gain, growth hormone, and thyroid hormones in male red deer (Cervus elaphus atlanticus). *Canadian Journal of Zoology*, 60 2577-2581. p.

SAJGÓ K., FARKAS I., GÖNCZY J. (1992): Iodine deficiency disorders in Hungary. *IDD Newsletter*, 8 33-34. p.

SAJGÓ M-NÉ, FARKAS I. (1990): Ivóvizek jódtartalma és a lakosság jódellátottságának mutatói. *Egészségtudomány*, 34 28-33. p.

SCHAMS D., BARTH D. (1982): Annual profile of reproductive hormones in peripheral plasma of the male roe deer (Capreolus capreolus). *Journal of Reproduction and Fertility*, 66 463-468. p.

SCHEER B. T. (1979): Mammalian endocrines. 103-158. p. In: FLORKIN M., SCHEER B. T. (Szerk.): *Chemical zoology*. New York, San Francisco, London: Academic Press. 341 p.

SCHMIDT J. I., VER HOEF J. M., BOWYER R. T. (2007): Antler size of Alaskan moose Alces alces gigas: effects of population density, hunter harvest and use of guides. *Wildlife Biology*, 13(1) 53-65. p.

SCHMIDT K. T., STIEN A., ALBON S. D., GUINNESS F. E. (2001): Antler length of yearling red deer is determined by population density, weather and early life-history. *Oecologia*, 127 191–197. p.

SCHNARE H. (1992): Secondary sex characteristics and related physiological values in male fallow deer (Dama dama L.) and their relationships to changes in the annual cycle of day lengths: Frequency alterations to 4- and 3-month photoperiodic cycles, and subsequent re-synchronisation under natural conditions. *Journal of Experimental Zoology*, 261 (3) 331-339. p.

SCHÖNE F., RAJENDRAM R. (2009): Iodine in farm animals. 151-170. p. In: PREEDY V.R., BURROW G. N., WATSON R. R. (Szerk.): *Comprehensive handbook of iodine: nutritional, biochemical pathological and therapeutic aspects*. Burlington, MA, San Diego, CA, USA, London, UK: Academic Press. 1312 p.

SCHULTZ S. R., JOHNSON M. K. (1992): Effect of supplemental mineral licks on white-tailed deer. *Wildlife Society Bulletin*, 20 303-308. p.

SCRIBNER K. T., SMITH M. H. (1990): Genetic variability and antler development. 461-473. p. In: BUBENIK G. A., BUBENIK A. B. (Szerk.): *Horns, pronghorns, and antlers: evolution, morphology, physiology, and social significance.* New York, Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag. 562 p.

SCRIBNER K. T., SMITH M. H., JOHNS P. E. (1989): Environmental and genetic components of antler growth in white-tailed deer. *Journal of Mammalogy*, 70 (2) 284-291. p.

SEAL U. S., NELSON M. E., MECH L. D., HOSKINSON R. L. (1978a): Metabolic indicators of habitat differences in four Minnesota deer populations. *Journal of Wildlife Management*, 42 746-754. p.

SEAL U. S., VERME L. J., OZOGA J. J. (1978b): Dietary protein and energy effects on deer fawn metabolic patterns. *Journal of Wildlife Management*, 42 (4) 776-790. p.

SEAL U. S., VERME L. J., OZOGA J. J., ERICKSON A. W. (1972): Nutritional effects on thyroid activity and blood of white tailed deer. *Journal of Wildlife Management*, 36 1041-1052. p.

SEMPÉRÉ A. J. (1990): The annual antler cycle of the European Roe Deer (Capreolus capreolus) in relation to the reproductive cycle. 396-415. p. In: BUBENIK G. A., BUBENIK A. B. (Szerk.): *Horns, pronghorns, and antlers: evolution, morphology, physiology, and social significance.* New York, Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag. 562 p.

SEMPÉRÉ A. J., BOISSIN J. (1981): Relationship between antler development and plasma androgen concentration in adult roe deer (Capreolus capreolus). *Journal of Reproduction and Fertility*, 62 49-53. p.

SEMPÉRÉ A. J., BOISSIN J. (1982): Neuroendocrine and endocrine control of the antler cycle in roe deer. 109-122. p. In: BROWN R. D. (Szerk.): *Antler development in Cervidae.* Kingsville, Texas: Caesar Kleberg Wildlife Research Institute. 480 p.

SEMPÉRÉ A. J., BUBENIK G. A., SMITH J. A. (1986): Antler cycle and thermolabile and thermostable alkaline phosphatase in white-tailed deer; circannual and circadian rhythms and variation after thyroxine, dexamethasone and ACTH administration. *Acta Endocrinologica*, 111 133-139. p.

SEMPÉRÉ A. J., LACROIX A. (1982): Temporal and seasonal relationship between LH, testosterone and antlers in fawn and adult male roe deer (Capreolus capreolus): a longitudinal study from birth to four years of age. *Acta Endocrinologica*, 99 (2) 295-301. p.

SEMPÉRÉ A. J., MAUGET R., BUBENIK G. A. (1992): Influence of photoperiod on the seasonal pattern of secretion of luteinizing hormone and testosterone and on the antler cycle in roe deer (Capreolus capreolus). *Journal of Reproduction and Fertility*, 95 693-700. p.

SHI Z. D., BARRELL G. K. (1994): Thyroid hormones are required for the expression of seasonal changes in red deer (Cervus elaphus) stags. *Reproduction, Fertility and Development*, 6 187-192. p.

SIM J. S., SUNWOO H. H., HUDSON R. J., JEON B. T. (Szerk.) (2001): Antler science and product technology. Edmonton, Alberta, Kanada: Antler Science and Product Technology Research Centre (ASTRC). 473 p.

SINCLAIR A. R. E., FRYXELL J. M., CAUGHLEY G. (2006): Wildlife ecology, conservation, and management. Second edition. Malden MA, USA; Oxford, UK; Carlton, Victoria, Australia: Blackwell Publishing. 469 p.

SINGH J. L., SHARMA M. C., PRASAD S., KUMAR M., GUPTA G. C., PATNAIK A. K. (2002): Prevalence of endemic goitre in goats in relation to iodine status of the soil, water and fodder. *Indian Veterinary Journal*, 79 657-660. p.

SKOGLAND T. (1985): The effects of density-dependent resource limitations on the demography of wild reindeer. *Journal of Animal Ecology*, 54 (2) 359-374. p.

SKOW L. C. (1998): Genetics 101: Basic genetic concepts for deer management. 7-11. p. In: KENNETH A. C., ROLLINS D. (Szerk.): *The role of genetics in white-tailed deer management. Symposium Proceedings*. 2nd edition. College Station, Texas: Texas A&M University, Texas Chapter, The Wildlife Society. 129 p.

SMITH B. L. (1998): Antler size and winter mortality of elk: effects of environment, birth year, and parasites. *Journal of Mammalogy*, 79 (3) 1038-1044. p.

SMITH C. M., MICHAEL E. D., WIANT H. V. (1975): Size of West Virginia deer as related to soil fertility. *West Virginia Agriculture and Forestry*, 6 12-13. p.

SMITH M. H., CHESSER R. K., COTHRAN E. G., JOHNS P. E. (1982): Genetic variability and antler growth in a natural population of white-tailed deer. 365-387. p. In: BROWN R. D. (Szerk.): *Antler development in Cervidae*. Kingsville, Texas: Caesar Kleberg Wildlife Research Institute. 480 p.

SOLON J., DEGÓRSKI M., ROO-ZIELIŃSKA E. (2007): Vegetation response to a topographical-soil gradient. *Catena*, 71 309-320. p.

SPSS (2004): Classification Trees™ 13.0. Chicago, IL: SPSS Inc. 127 p.

STEFANOVITS P. (1992): Talajtan. Harmadik kiadás. Budapest: Mezőgazda Kiadó. 380 p.

STRANDGAARD H. (1972): The roe deer (Capreolus capreolus) at Kalø and the factors regulating its size. *Danish Review of Game Biology*, 7 1–205. p.

STRICKLAND B. K., DEMARAIS S. (2000): Age and regional differences in antlers and mass of white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management*, 64 (4) 903-911. p.

STRICKLAND B. K., DEMARAIS S. (2006): Effectiveness of the State Soil Geographic Database (STATSGO) to predict white-tailed deer morphometrics in Mississippi. *Wildlife Society Bulletin*, 34 (5) 1264-1272. p.

STRICKLAND B. K., DEMARAIS S. (2008): Influence of landscape composition and structure on antler size of white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management*, 72 (5) 1101-1108. p.

STRICKLAND B. K., DEMARAIS S., CASTLE L. E., LIPE J. W., LUNCEFORD W. H., JACOBSON H. A., FRELS D., MILLER K. V. (2001): Effects of selective-harvest strategies on white-tailed deer antler size. *Wildlife Society Bulletin*, 29 (2) 509-520. p.

SUGÁR L. (1979): Erdei és mezei biotópban élő őzállományok összehasonlító vizsgálatáról. *Vadbiológiai Kutatás*, 24 18-22. p.

SUGÁR L. (1980): A gazda-parazita viszony elemzése vadgazdálkodási szempontból. *Vadbiológiai Kutatás*, 25 20-23. p.

SUGÁR L. (1993): Szarvasok és paraziták: együttélés, betegség, védekezés. Kandidátusi értekezés tézisei. Kaposvár: Pannon Agrártudományi Egyetem. 16 p.

SUGÁR L. (1994): Vadjaink egészségvédelme, betegségei. Általános tudnivalók. 319-323. p. In: KŐHALMY T. (Szerk.): *Vadászati enciklopédia*. Budapest: Mezőgazda Kiadó. 628 p.

SUGÁR L. (2003): Erdei és mezei őzek szaporodási mutatói és az állományhasznosítás. 60-66. p. In: NAGY E. (Szerk.): *A vadgazdálkodás időszerű kérdései 2, Őz*. Budapest: Országos Magyar Vadászkamara. 71 p.

SUGÁR L., HELTAY I., KABAI P., MÁTRAI K. (1983): Growth and condition of forest and field roe deer fawns. Proceedings of XVIth Congress of the International Union of Game Biologists, Vol. 1., Vysoké Tatry, Strbské Pleso, CSSR, September 1983. 218-227. p.

SUTTIE J. M. (1980): Influence of nutrition on growth and sexual maturation of captive red deer stags. 416-421. p. In: REIMERS E., GAARE E., SKJENNEBERG S. (Szerk.): Proceedings

of the Second International Reindeer/Caribou Symposium, Røros, Norway, 1979. Trondheim: Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. s.p.
SUTTIE J. M., HAINES S. R. (2001): Could substances which regulate antler growth be health promoting for people? 201-217. p. In: SIM J. S., SUNWOO H. H., HUDSON R. J., JEON B. T. (Szerk.): *Antler science and product technology*. Edmonton, Alberta, Kanada: Antler Science and Product Technology Research Centre (ASTRC). 473 p.
SUTTIE J. M., KAY R. N. B. (1982): The influence of nutrition and photoperiod on the growth of antler of young red deer. 61-71. p. In: BROWN R. D. (Szerk.): *Antler development in Cervidae*. Kingsville, Texas: Caesar Kleberg Wildlife Research Institute. 480 p.
SUTTIE J. M., LI C., BUBENIK G. A., ROLF H. J. (1998): Studies of antler growth: A review of the literature. 375-382. p. In: ZOMBORSZKY Z. (Szerk.): Advances in deer biology. Kaposvár: Pannon University. 416 p.
SUTTIE J. M., LINCOLN G. A., KAY R. N. B. (1984): Endocrine control of antler growth in red deer stags. *Journal of Reproduction and Fertility*, 71 7-15. p.
SWEET J. C., WRIGHT CH. W. (1952a): A comparison of weight and antler development between white-tailed deer in Northern and Southern New Jersey. *New Jersey Outdoors*, 3 (3) 3-8. p.
SWEET J. C., WRIGHT CH. W. (1952b): Some aspects of the deer herd in New Jersey on a regional basis. Proceedings of the 8th Annual Northeast Wildlife Conference, Jackson's Mill, West Virginia, USA. 1-17. p.
SZABÓ S. A., GYŐRI D., REGIUSNÉ MŐCSÉNYI Á. (1993): Mikroelemek a mezőgazdaságban II. Stimulatív mikroelemek. Budapest: Akadémiai Kiadó és Nyomda. 212 p.
SZABOLCS I. (1966): A genetikus üzemi talajtérképezés módszerkönyve. Budapest: Országos Mezőgazdasági Minősítő Intézet. 351 p.
SZABOLCSI J. (1977): Gondolatok a jövő őzállományáról. *Nimród Fórum*, 9 (8) 350-351. p.
SZEDERJEI Á. (1959): Őz. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó. 194 p.
SZEDERJEI Á. (1969): Az őz magatartásának és egyes biológiai tulajdonságainak megváltozása az ökológiai hatásokra. 112-143. p. In: SZILÁGYI G. (Szerk.): A III. Magyar Vadász Napok előadásai. 1968. október 24-26. Budapest: Tudományos Ismeretterjesztő Társulat. 271 p.
SZEDERJEI Á. (1971a): Őzállományunk minőségéről. *Nimród Fórum*, 3 (9) 6-8. p.
SZEDERJEI Á. (1971b): A magyarországi őzbakok agancsának fejlődési csúcspontja. 137-143. p. In: BENCZE L. (Szerk.): Vadászati Világkiállítás 1971, Nemzetközi Vadászati Tudományos Konferencia előadásai (1971. IX. 16-18.) I. szekció: Nagyvadgazdálkodás. Budapest: s.n. 308 p.
SZEDERJEI Á., SZEDERJEI M. (1971): Geheimnis des Weltrekordes. Das Reh. Budapest: Terra. 403 p.
SZENES I. (1980): Az abiotikus tényezők hatásának vizsgálata az őzagancs tömegére Békés megyében. Szakdolgozat. Gödöllő: Agrártudományi Egyetem Mezőgazdaságtudományi Kar, Állattani Tanszék. 62 p.
SZENES I. (1986): Az abiotikus tényezők hatása az őzagancs tömegére. Doktori értekezés. Gödöllő: Agrártudományi Egyetem, Mezőgazdaságtudományi Kar. 104 p.
SZIDNAI L. (1978): Trófeák kikészítése és bírálata. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó. 202 p.
SZIDNAI L. (1986): Az őztrófea-értékmérők elemzése a nemzetközi bírálati képlet függvényében. 47-53. p. In: BÁN I. (Szerk.): *Élőhely és trófeavizsgálat számítógéppel.* Budapest: Akadémiai Kiadó. 207 p.
SZŰCS I. (2002): Alkalmazott statisztika. Budapest: Agroinform Kiadó. 551 p.
TODINI L. (2007): Thyroid hormones in small ruminants: effect of endogenous, environmental and nutritional factors. *Animal*, 1 997-1008. p.
TRIPATHI M. K., MISHRA A. S. (2007): Glucosinolates in animal nutrition: A review. *Animal Feed Science and Technology*, 132 1-27. p.
TURNER M. G., O'NEILL R. V., GARDNER R. H., MILNE B. T. (1989): Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology,* 3 153-162. p.

ULLREY D. E. (1982): Nutrition and antler development in white-tailed deer. 49-59. p. In: BROWN R. D. (Szerk.): *Antler development in Cervidae*. Kingsville, Texas: Caesar Kleberg Wildlife Research Institute. 480 p.

UNDERWOOD E. J. (1977): Trace elements in human and animal nutrition. Fourth edition. New York, San Francisco, London: Academic Press. 545 p.

UNDERWOOD E. J., SUTTLE N. F. (1999): The mineral nutrition of livestock. Third edition. Wallingford, Oxon, UK: CABI. 614 p.

VAN DEN BERG G. H. J., GARRICK D. J. (1997): Inheritance of adult velvet antler weights and live weights in farmed red deer. *Livestock Production Science*, 49 287-295. p.

VAN DEN BRINK N. (2004): Soil and higher organisms: From bottom-up relations to top-down monitoring. 215-244. p. In: DOELMAN P., EIJSACKERS H. J. P. (Szerk.): *Vital soil – function, value and properties.* In: HARTEMINK A. E., MCBRATNEY A. B. (Szerk.): Developments in Soil Science, 29. Amsterdam: Elsevier. 340 p.

VANPÉ C., GAILLARD J. M., KJELLANDER P., MYSTERUD A., MAGNIEN P., DELORME D., VAN LAERE G., KLEIN F., LIBERG O., HEWISON A. J. M. (2007): Antler size provides an honest signal of male phenotypic quality in roe deer. *American Naturalist*, 169 (4) 481-493. p.

VÁRALLYAY GY. (1985): Magyarország 1:100000 méretarányú agrotopográfiai térképe. *Agrokémia és Talajtan,* 34 243-248. p.

VÁRALLYAY GY. (1995): Soil data-bases for sustainable land use in Hungary. 45-68. p. In: BARTALOS T., LAL R., NÉMETH T. (Szerk.): *Conservation tillage for sustaining soil and water quality*. Budapest: AKAPRINT. s.p.

VÁRALLYAY GY., SZŰCS L., MURÁNYI A., RAJKAI K., ZILAHY P. (1980): Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó talajtani tényezők 1:100000 méretarányú térképe. II. *Agrokémia és Talajtan,* 29 35-76. p.

VICENTE J., HÖFLE U., FERNÁNDEZ-DE-MERA I. G., GORTAZAR C. (2007): The importance of parasite life history and host density in predicting the impact of infections in red deer. *Oecologia*, 152 655-664. p.

VIGUIÉ C., BATTAGLIA D. F., KRASA H. B., THRUN L. A., KARSCH F. J. (1999): Thyroid hormones act primarily within the brain to promote the seasonal inhibition of luteinizing hormone secretion in the ewe. *Endocrinology*, 140 1111-1117. p.

VINCENT J. P., BIDEAU E., HEWISON A. J. M., ANGIBAULT J. M. (1995): The influence of increasing density on body weight, kid production, home range and winter grouping in roe deer (Capreolus capreolus). *Journal of Zoology*, 236 (3) 371-382. p.

VON EIBERLE K. (1987): Winter temperatures and roe deer (Capreolus capreolus L.) antler weight. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 33 (1) 22-26. p.

WAER N. A. (2001): Effects of population reduction through increased antlerless harvest on white-tailed deer quality in Alabama. Ph.D. thesis. Auburn, USA: Auburn University. 56 p.

WALTER W. D., VERCAUTEREN K. C., CAMPA H., CLARK W. R., FISCHER J. W., HYGNSTROM S. E., MATHEWS N. E., NIELSEN C. K., SCHAUBER E. M., VAN DEELEN T. R., WINTERSTEIN S. R. (2009): Regional assessment on influence of landscape configuration and connectivity on range size of white-tailed deer. *Landscape Ecology,* 24 1405-1420. p.

WANG Z., YANG R. C., GOONEWARDENE L. A., HUEDEPOHL C. (1999): Genetic analysis of velvet antler yield in farmed elk (Cervus elaphus). *Canadian Journal of Animal Science*, 79 569-571. p.

WATKINS B. E., ULLREY D. E. (1983a): Iodine concentration in plants used by white-tailed deer in Michigan. *Journal of Wildlife Management,* 47 1220-1226. p.

WATKINS B. E., ULLREY D. E. (1983b): Thyroid iodine and serum thyroid hormone levels in wild white-tailed deer (Odocoileus virginianus) from central Michigan. *Canadian Journal of Zoology,* 61 1116–1119. p.

WATKINS B. E., ULLREY D. E., NACHREINER R. F., SCHMITT S. M. (1983): Effects of supplemental iodine and season on thyroid activity of white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management*, 47 (1) 45-58. p.

WHITE G. (1974): Age determination of roe deer (Capreolus capreolus) from annual growth layers in the dental cementum. *Journal of Zoology*, 174 511-537. p.

WHITE J. G., ZASOSKI R. J. (1999): Mapping soil micronutrients. *Field Crops Research*, 60 11-26. p.

WHITEHEAD D. C. (1973a): The sorption of iodide by soils as influenced by equilibrium condition and soil properties. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 24 547-556. p.

WHITEHEAD D. C. (1973b): Uptake and distribution of iodine in grass and clover plants grown in solution culture. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 24 43-50. p.

WHITEHEAD D. C. (1974): The influence of organic matter, chalk, and sesquioxides on the solubility of iodide, elemental iodine, and iodate incubated with soil. *Journal of Soil Science*, 25 461-470. p.

WHITEHEAD D. C. (1975): Uptake by perennial ryegrass of iodine, elemental iodine and iodate added to soil as influenced by various amendments. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 26 361-367. p.

WHITEHEAD D. C. (1984): The distribution and transformations of iodine in the environment. *Environment International*, 10 321-339. p.

WHITEHEAD D. C. (1985): Source of iodine for ruminant animals. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 36 542-543. p.

WHITEHEAD D. C. (2000): Nutrient elements in grassland: soil-plant-animal relationships. Wallingford, Oxon, UK, New York, NY, USA: CABI. 369 p.

WHITEHEAD G. K. (1981): The game-trophies of the world. International formula for the measurement and evaluation of trophies. Hamburg and Berlin: Verlag Paul Parey. 215 p.

WILLIAMS J. D., KRUEGER W. F., HARMEL D. H. (1994): Heritabilities for antler characteristics and body weight in yearling white-tailed deer. *Heredity*, 73 78-83. p.

WILSON P. R., GRACE N. D. (2001): A review of tissue reference values to assess the trace element status of farmed red deer (Cervus elaphus). *New Zealand Veterinary Journal,* 49 (4) 126-132. p.

WOLFE G. J. (1982): The relationship between age and antler development in wapiti. 29-36. p. In: BROWN R. D. (Szerk.): *Antler development in Cervidae*. Kingsville, Texas: Caesar Kleberg Wildlife Research Institute. 480 p.

YUITA K., KIHOU N., YABUSAKI S., TAKAHASHI Y., SAITOH T., TSUMURA A., ICHIHASHI H. (2005): Behavior of iodine in a forest plot, an upland field and a paddy field in the upland area of Tsukuba, Japan. Iodine concentration in precipitation, irrigation water and soil water to a depth of 2.5 m. *Soil Science and Plant Nutrition*, 51 1011-1021. p.

ZEILER M. (1997): Inside ARC/INFO. Santa Fe, NM: OnWord Press. 630 p.

ZHU Y. G., HUANG Y. Z., HU Y., LIU Y. X. (2003): Iodine uptake by spinach (Spinacia oleracea L.) plants grown in solution culture: effect of iodine species and solution concentrations. *Environment International,* 29 33-37. p.

M2. Az agancsciklusban szerepet játszó hormonok összefoglaló táblázata

Hormon	Termelődés helye	Hatás/szerep	Kapcsolódó források
melatonin	tobozmirigy	Az nappalok hosszának váltakozása, a fotoperiodikusság alapján az agancsciklus időzítése. Elsődleges hírvivő a szezonális (fotoperiodikusság alapú) szinkronalításban.	BUBENIK (1986), BUBENIK et al. (1986), GOSS (1969a, 1969b, 1976, 1977, 1982, 1983, 1984), SCHNARE (1992)
prolaktin (PRL)	hipofízis elülső lebenye	A szaporodási funkciók fotoperiodikus összehangolása. T-termelést támogató a hosszú nappalokhoz kötött szaporodási ciklus esetében (őz), míg a rövid nappalokhoz kötött szaporodási típusnál gátló hatású.	BARTOŠ et al. (2009), BUBENIK (1982), BUBENIK (1990), BUBENIK et al. (1990), SCHAMS és BARTH (1982), SEMPÉRÉ (1990)
növekedési hormon (STH)	hipofízis elülső lebenye	Hatását közvetetten, a májban termelődő növekedést segítő szomatomedinek (IGF-1) termelődésének aktivitásán keresztül váltja ki.	BUBENIK (1982), BUBENIK (1990), RYG és LANGVATN (1982), SUTTIE és HAINES (2001)
szomatomedinek (inzulinszerű növekedési faktor, IGF-1)	máj (esetleg más szervek)	Közvetlen stimuláló hatással van az agancsnövekedésre (az agancs valószínűsíthető célszerv). Valószínűsíthetően a legnagyobb jelentőségű nem nemi tényező.	BARTOŠ et al. (2000), BARTOŠ et al. (2009), ELLIOTT et al. (1992), PRICE és ALLEN (2004), PRICE et al. (2005), SUTTIE és HAINES (2001)
gonadotropinok (főleg luteinizáló hormon, LH)	hipofízis elülső lebenye	A T termelés stimulálása. A herék LH érzékenysége az életkor és az évszakok függvényében változik.	BUBENIK et al. (1997), SCHAMS és BARTH (1982), SEMPÉRÉ (1990), SEMPÉRÉ és BOISSIN (1982), SEMPÉRÉ és LACROIX (1982), SEMPÉRÉ et al. (1992), SUTTIE et al. (1984)
tesztoszteron (T)	herék, (mellék-vesekéreg)	A tesztoszteron az agancsciklus hormonális szabályozásának legfontosabb eleme: (1) Az agancsképző csonthártya („antlerogenic periosteum”) stimulálása az agancstő kifejlődéséhez. (2) Az agancsnövekedés közvetlen stimulálása szöveti szinten. (3) Támogatja a csontfejlődési, csontosodási és mineralizációs folyamatokat az agancstő és az agancs teljes kifejlődéséig. (4) Fenntartja a tartós kapcsolatot az „elhalt” agancs és az élő agancstő között.	BARTOŠ et al. (2000), BARTOŠ et al. (2009), BUBENIK (1982), BUBENIK (2002), BUBENIK et al. (1975), FENNESSY és SUTTIE (1985), GÓMEZ et al. (2006a), LEITOLD et al. (2004), MIRARCHI et al. (1977), RYG (1983), SEMPÉRÉ (1990), SEMPÉRÉ és BOISSIN (1981), SEMPÉRÉ és LACROIX (1982), SEMPÉRÉ et al. (1992), SUTTIE et al. (1984)

Hormon	Termelődés helye	Hatás/szerep	Kapcsolódó források
ösztrogének	herék, (mellékvesekéreg)	A szaporodás szezonális aktivitásának visszacsatoló mechanizmusában vesznek részt, valamint az agancs növekedésére és a csontosodási folyamatokra hatnak. A T-vel szemben gátolják az agancs további növekedését, korai csontosodással növelik a tömör csontállomány képződését, lelassítják a csontépítés folyamatát valamint korai tisztítást okoznak.	BUBENIK (1990), BUBENIK (1999), BUBENIK (2001), BUBENIK és BUBENIK (1978), BUBENIK et al. (1997), FENNESSY és SUTTIE (1985), PRICE és ALLEN (2004), SUTTIE et al. (1998)
tyroxin (T4) és trijódtironin (T3)	pajzsmirigy	Általános metabolizmus serkentő hatás (T4) és aktív szerep az agancsnövekedés elősegítésében (T3). Továbbá részt vesznek a szezonális változások kifejeződésében és összefüggésben állnak a Ca és P transzporttal az AP enzim aktivitásán keresztül. Vérbeli szintjük összeköthető a táplálkozási és metabolikus aktivitással és a tápláltsági állapottal.	BISHOP et al. (2009), BROWN et al. (1983), BUBENIK (1990), BUBENIK és LEATHERLAND (1984), BUBENIK és SMITH (1986), BUBENIK et al. (1986), BUBENIK et al. (1987), BUBENIK et al. (1998), HAMR és BUBENIK (1990), RYG és LANGVATN (1982), SEAL et al. (1972, 1978a, 1978a), SEMPÉRÉ et al. (1986), SHI és BARRELL (1994), WATKINS et al. (1983)
kalcitonin (CT) és parathormon (PTH)	CT – pajzsmirigy, PTH – mellékpajzsmirigy	A D3-vitaminnal együtt a kalcium anyagforgalom szabályozásán keresztül az agancs-mineralizáció folyamataiban vesznek részt. Kölcsönhatásban állnak az alkalikus foszfatáz enzimmel (AP - májban és csontokban, az osteoblast sejtekben termelődik), amelynek jelentős szerepe van az agancsfejlődésben és a mineralizációban. Megemlítendő a PTH-ra hasonlító és ugyanazokon a receptorokon keresztül ható mellékpajzsmirigy-hormonfüggő fehérje (parathyroid hormone-related peptid, PTHrP) amelynek szerepe szintén bizonyított a csontosodási folyamatokban.	BÁRDOS és KOVÁCS (1978), BARLING és CHONG (1999), BARLING et al. (1999), BUBENIK (1986), BUBENIK et al. (1987), BUBENIK et al. (2000), CHAO et al. (1984), FAUCHEUX et al. (2004), KIERDORF et al. (2009), MORRIS és BUBENIK (1983), PRICE és ALLEN (2004), SEMPÉRÉ (1990), SEMPÉRÉ et al. (1986)
kortikoidok	mellékvesekéreg	Az általános metabolizmust befolyásoló hatásukon keresztül közvetett módon vesznek rész az agancs fejlesztésben.	BARTOŠ et al. (2009), BUBENIK és LEATHERLAND (1984), BUBENIK et al. (1976), BUBENIK et al. (1986), BUBENIK et al. (1998)

9. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönöm feleségemnek és családomnak a sok éven át tartó türelmet, támogatást és megértést.

Köszönettel tartozom témavezetőmnek Csányi Sándornak, továbbá szerzőtársaimnak és kollégáimnak Gulyásné Sonkoly Krisztinának, Erdélyi Károlynak, Centeri Csabának, Szemethy Lászlónak, Heltai Miklósnak, Beregi Attilának, Bleier Norbertnek, Bíró Zsoltnak, továbbá Kádár Imrének, Fehérvári Péternek és Vinogradov Szergejnek támogatásukért, szakmai tanácsaikért és a disszertáció, valamint a kapcsolódó publikációk elkészítésében nyújtott sokrétű segítségükért.

Köszönet továbbá a Vadvilág Megőrzési Intézet és az Országos Vadgazdálkodási Adattár egykori és jelenlegi munkatársainak, kollégáimnak, akikkel egyrészt közösen dolgoztunk az országos vadgazdálkodási adatbázisok összeállításán, másrészt segítették szakmai fejlődésemet.

Ez úton szeretnénk köszönetet mondani az Állami Népegészségügyi és Tisztiorvosi Szolgálatnak a vízbázis-jódkoncentráció értékek rendelkezésünkre bocsátásáért, valamint a Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézetének, hogy lehetőséget biztosítottak az Agrotopográfiai Adatbázis felhasználására.