

Szent István Egyetem
Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
Vadvilág Megőrzési Intézet

**Az agrár-környezetgazdálkodási programok mezei nyúl (*Lepus europaeus*) állományra
gyakorolt hatásának előzetes elemzése**

Készítette: Keller Norbert
Évfolyam: Vadgazda-mérnök Msc. II.

Belső konzulens: Dr. Szemethy László
Beosztása: egyetemi docens

Belső konzulens: Ujhegyi Nikolett
Beosztása: PhD hallgató

Gödöllő
2014

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés és célkitűzések.....	5
2. Irodalmi áttekintés.....	7
2.1. Az apróvad-gazdálkodásról.....	7
2.2. Az apróvad és a mezőgazdaság kapcsolata.....	7
2.2.1. Történeti áttekintés.....	7
2.2.2. A mezei élőhely.....	8
2.3. A mezei nyúl (<i>Lepus europaeus</i>).....	9
2.3.1. A faj releváns élettani és ökológiai jellemzői.....	9
2.3.2. A mezei nyúl állományhelyzete.....	12
2.3.3. A csökkenés okai.....	13
2.3.4. A mezei nyúl, mint indikátorfaj.....	14
2.4. Agrár-környezetgazdálkodási programok az Európai Unióban.....	15
2.4.1. Kialakulás és célok.....	15
2.4.2. Jellemzés.....	16
2.4.3. Gyengeségek.....	16
2.5. Agrár-környezetgazdálkodási támogatási rendszer Magyarországon.....	18
2.5.1. Kialakulás.....	18
2.5.2. Célprogramok.....	19
3. Módszerek.....	20
3.1. A dolgozat kérdései.....	20
3.2. Adatok.....	21
3.2.1. AKG nagy térléptékű alapadatok.....	21
3.2.2. Szántók és gyepek.....	21
3.2.3. Vadásztársaságok adatai, teríték, állománybecslés.....	21

3.3. Módszerek.....	22
3.3.1. Elemzési módszer.....	22
4. Eredmények.....	24
5. Értékelés és következtetések.....	30
5.1. A grafikonok elemzése.....	30
5.2. Korreláció-elemzés.....	30
5.2.1. Gyepterületek.....	30
5.2.2. Szántóföldi területek.....	32
5.2.3 Gyep+szántóterületek együttes aránya.....	33
5.3. A kéttényezős varianciaelemzés eredményei.....	33
5.4. Összegzés.....	34
6. Összefoglalás.....	36
7. Köszönetnyilvánítás.....	38
9. Mellékletek, függelék.....	46
1. melléklet: AKG célprogram-csoportok felosztása (forrás: a szerző saját készítésű táblázata (61/2009. (V. 14.) FVM rendelet) alapján).....	46
10. Nyilatkozat.....	48

„Az alkalom fel nem ismerésén, a tévedésen, a bizonytalanságon a legjobb szándék sem segít... A reális szem, a döntés és határozott cselekvés képessége viszont, akár kockázatvállalás, akár kompromisszum van soron, meg tudja sokszorozni az erőt.”

Kosáry Domokos, 1983.

1. Bevezetés és célkitűzések

Magyarország apróvad-gazdálkodása nemzetközi viszonylatban is jó hírnévnek örvend, melynek öregbítéséhez az apróvad-gazdálkodás, ezen belül is a mezei nyúl (*Lepus europaeus*) vadászata és exportra történő élővad-befogása is nagyban hozzájárult (Nagy 2006). A mezei nyúl gazdasági- és természetvédelmi értéke egyaránt jelentős (Szemethy & mtsai. 2004), így a megfelelő gazdálkodáshoz szükséges megismerni a faj ökológiai igényeit, az állomány nagyságát befolyásoló tényezőket.

Az apróvad, így a mezei nyúl elsődleges élőhelye a mezőgazdaság (Chapman & Flux 1990, Klansek & mtsai. 1998, McLaren & mtsai. 1997, Marboutin & Aebischer 1996, Meriggi & Alieri 1989, Mitchell-Jones & mtsai. 1999, Tapper & Parsons 1984, Vaughan & mtsai. 2003), ezért az agro-ökoszisztémák különböző művelési módjai jelentős hatást gyakorolnak azok állományára, melyek a 60-as évek óta csökkenő tendenciát mutatnak (Csányi 2013). Napjainkban a legtöbb kutató egyetért abban, miszerint a mezőgazdaság intenzifikációja – mely egyfajta szemléletváltás, lényege a terméshozam maximalizálása (Tivy 1997) - okolható a mezei nyúl állományának csökkenéséért (Bertóti 1975, Bíró & mtsai. 2003, Edwards & mtsai. 2000, Heltai 2004, Katuzinski & Pielowski 1976, Lewandowski & Nowarowski 1993, Lundström & mtsai. 2003, Panek & Kamieniarz 1999, Reichlin & mtsai. 2006, Santilli & Galardi 2006, Schröpfer & Nyenhuis 1982, Slamecka 1991, Slamecka & mtsai. 1997, Tapper & Barnes 1986).

Az intenzív mezőgazdaság környezetterhelő hatásainak felismerése vezetett az Európai Unióban (továbbiakban EU), valamint az Amerikai Egyesült Államokban létrehozott agrár-környezetgazdálkodási programok (agri-environmental schemes, továbbiakban AES) létrehozásához (Sainte Marie 2014). A 90-es évek eleje óta egyre több EU tagállam hoz létre hasonló intézkedéseket, melyek célja a biodiverzitás megóvása, valamint a fenntartható gazdálkodás. Bár az AES-k jó cél érdekében jöttek létre, és pozitív hatásuk kimutatható, ennek mértékéről azonban komoly szakmai vita van folyamatban napjainkban is. Több kutató szerint az AES-k tényleges hatása kérdéses, a szabályozás túl enyhe volta miatt Klejin & mtsai. 2011, Pe'er & mtsai. 2014). Probléma továbbá, hogy kevés helyen alkalmaznak megfelelő monitoring rendszert, mellyel értékelhető lenne az AES-k eredménye, a gazdálkodóknak nem az eredmény, csupán az előírások betartása alapján folyósítják a támogatást (Vepsäläinen & mtsai. 2010).

A különböző AES-k hatásosságával foglalkozó külföldi kutatások elsősorban a mezei élőhelyen előforduló madárvilággal foglalkoznak, más taxonokkal kevésbé, jóllehet, más fajok – például: a mezei nyúl – is kiváló indikátorfajai lehetnek ezen programoknak. Némely kutatás kiemelten foglalkozott a mezei nyúl és az AES-k kapcsolatával, eredményeik pedig nem mutatnak egyértelmű pozitív kapcsolatot Browne & Aebischer 2003, Reid & mtsai. 2007, Tapper 2001, Zellweger-Fischer & mtsai. 2011).

Magyarországon az agrár-környezetgazdálkodási támogatási rendszer (továbbiakban AKG) az Új Magyarország Vidékfejlesztési Program (továbbiakban ÚMVP) II. tengelyén belül jött létre 2009-ben (61/2009. (V. 14.) FVM rendelet).

2013-ban a Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal (továbbiakban NÉBIH) megbízásából a Szent István Egyetem Vadvilág Megőrzési Intézete (továbbiakban VMI) létrehozott egy monitoring rendszert, melynek célja az AKG szántó- és gyepterületeket érintő intézkedéseinek terepi felmérése, ahol a mezőgazdasági táblák (szántó- és gyepterületek) és szegélyeik adatain túl felvételezésre került a táblákon tapasztalható mezei nyúl ürüléksűrűség, valamint az észlelt egyedek pontos helye is. A monitoring második, elemző szakasza jelenleg folyamatban van, ahol egyebek mellett jelen dolgozat eredményei is összevetésre kerülnek majd a terepi kutatómunka eredményeivel, melynek jómagam is aktív részese voltam.

Jelen dolgozat tárgya az AKG mezei nyúl állományra gyakorolt hatásának felmérése, előzetes elemzése. Amennyiben az AKG intézkedései megfelelőek, úgy kitűzött céljai a gyakorlatban is megvalósulnak. Előbbiből következnie kell, hogy az AKG-ben résztvevő területek arányának növekedése a megfelelő indikátorfajok – jelen esetben a mezei nyúl – populációdinamikájára pozitív hatást kell, hogy gyakoroljon. Az elemzést szükséges legalább két részre osztani: kis- és nagy térléptékű elemzésekre. A kis térléptékű elemzések a későbbiekben készülnek el, jelen dolgozat tárgyát a nagy térléptékű előzetes vizsgálat képezi, mely az elemzés-sorozat első része. A dolgozat fő kérdései a következők:

Van-e összefüggés az AKG területek VGE-ekhez viszonyított aránya, valamint a mezei nyúl VGE-enkénti sűrűsége között?

Tapasztalható-e eltérés az egyes évek között, valamint a különböző AKG területarányú VGE-k között a mezei nyúl-sűrűség tekintetében?

2. Irodalmi áttekintés

2.1. Az apróvad-gazdálkodásról

Magyarország vadgazdálkodásának nemzetközi hírét az apróvad vadászata, az ide tartozó fajokkal – főként a fácánnal (*Phasianus colchicus*), a fogollyal (*Perdix perdix*) és mezei nyúllal (*Lepus europaeus*) - történő gazdálkodás jelentős mértékben, kedvezően befolyásolta. Mivel a faj természeti értékén túl, a gazdasági értéke is jelentős (mezei nyúl vadászata és exportja iránt napjainkban is töretlen az érdeklődés), szükséges megismerni az állomány nagyságát befolyásoló tényezőket. Mivel az apróvad élőhelyét jellemzően mezőgazdasági területek jelentik, így az apróvad-gazdálkodás felfogható a földhasználat egy speciális fajtájaként is, célja, a mezőgazdasági termelés fenntartása mellett az agrár-ökoszisztéma egyéb elemeinek hasznosítása, fenntartása (Csányi 2007, Faragó 2002, Faragó 2006b, Faragó 2006c).

2.2. Az apróvad és a mezőgazdaság kapcsolata

2.2.1. Történeti áttekintés

Az ember által megkezdett tájalkító tevékenységek kezdetén a történelmi Magyarország 85%-át erdők borították, azonban az antropogén hatásoknak köszönhetően 1895-re ez az érték csupán 25% lett. Ugyanebben az időszakban az ország mezőgazdasági művelés alá vont területeinek mintegy felén kisparcellás művelés folyt, valamint a nagygazdaságokban is aprózódás volt megfigyelhető. A folyamat fokozódott, 1935-re erőteljessé vált a nagybirtokok területcsökkenése, megszorodtak a törpe- és kiscgazdaságok, mely pozitívan hatott a tájszerkezet diverzitására, ezáltal az apróvad-állományra (Faragó 2006c). A II. világháború után a nagybirtokok eltűntek, de 1949-től kezdve kialakításra kerültek a termelői szövetkezetek, állami gazdaságok (Faragó 2006c).

A 60-as évek elejére megváltozott a tájszerkezet, a mezőgazdasági munkákat mind inkább nagyobb teljesítményű gépekkel végezték, a mezőgazdasági táblák mérete növekedett, a szegélyek eltűntek és egyre több kemikáliát, műtrágyát használtak a termés hozam növelése érdekében, röviden: a mezőgazdaság intenzifikálódott (Tivy 1997).

A tájszerkezet leegyszerűsödött, a szegélyek eltűntek, mely a biodiverzitás

csökkenéséhez vezetett, az élőhely – az apróvad-szemponyjából – erősen leromlott (Faragó 2006c) (1. ábra).



1. ábra - Két mezőgazdasági tábla határa. Élőhely? (forrás: Keller Norbert

2.2.2. A mezei élőhely

A mezei területek kiterjedése az elmúlt 100 évben mintegy 15%-kal csökkent, valamint átalakult azok művelési módja is, létüket teljes egészében az antropogén tényezők határozzák meg. Az ilyen területeket agrár-ökoszisztémáknak is nevezik, melyek ökológiai szempontból a természetes ökoszisztémáknál jóval instabilabbak, mivel nem rendelkeznek önszabályozó képességgel. Alakításuk nagy figyelmet kíván, és a lehetőségekhez mérten minél több természetes elemet szükséges e rendszerekben tartani, a beavatkozásoknak a rendszerek stabilitásának növelését, egy-egy faj , társulás, illetőleg az adott ökoszisztéma megőrzését, védelmét kell szolgálniuk. Az ember által kialakított élőhely-szerkezet közvetlenül meghatározza a táplálékforrást, így az itt felelhető vadfajok állományméretét is (Faragó 2006a, Faragó 2006c, Nyárai-Horváth & Szalai é. n.).

2.3. *A mezei nyúl (*Lepus europaeus*)*

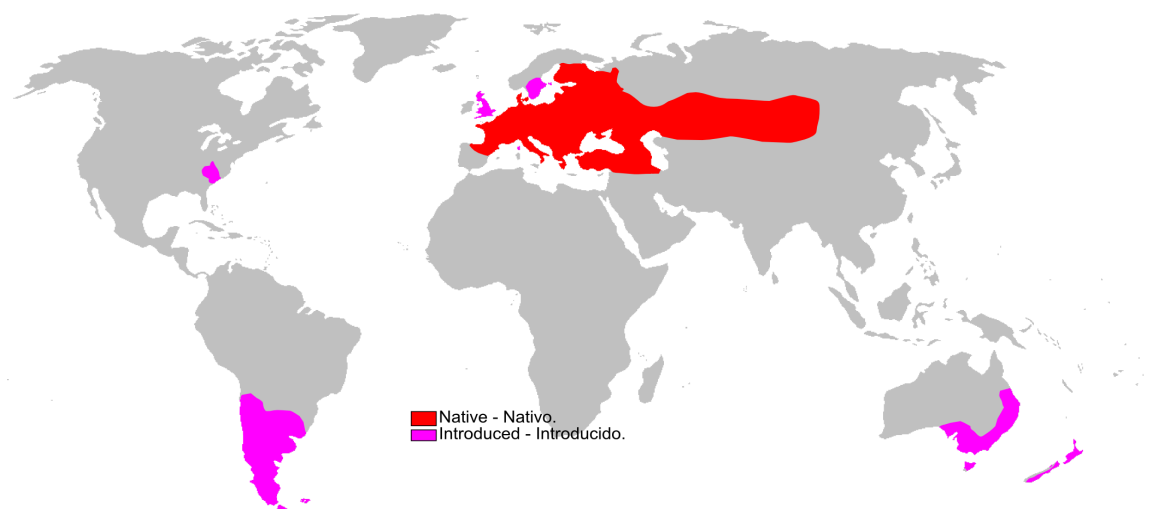


2. ábra - *A mezei nyúl* (forrás: <http://wildlifeextra.com>)

2.3.1. *A faj releváns élettani és ökológiai jellemzői*

A mezei nyúl (2. ábra) jellegzetes kinézetű, nagy jelentőségű apróvad-faja mind Európának, mind Magyarországnak (vadászata, s élővad-befogása egyaránt jelentős (Nagy 2006). A gazdálkodási értékén túlmenően természetvédelmi jelentősége is fontos (például: zsákmányfaj, illetve jelentős szabályozó szerep bizonyos növénytársulásokban) (Szemethy & mtsai. 2004). Eredeti elterjedési területe e kontinensre korlátozódott, az elmúlt századra azonban világszerte több helyütt előfordul a mérsékelt és a mediterrán éghajlaton, betelepítették Észak-Írországba, Skandináviába, Észak- és Dél-Amerikába, Új-Zélandra, Ausztráliába egyaránt (3. ábra). Magyarországon – a nagyobb, összefüggő erdőségeket kivéve

– mindenütt előfordul, legjellemzőbb azonban az Alföldön, Kisalföldön és a Mezőföldön. Kedveli az alacsonyan fekvő, meszes, agyagos területeket, kötött-, közép-kötött talajokat, viszont nyirkos-, vizes területeken nem marad meg (Faragó 2006b, Heltay é. n., Reichholf 1983).



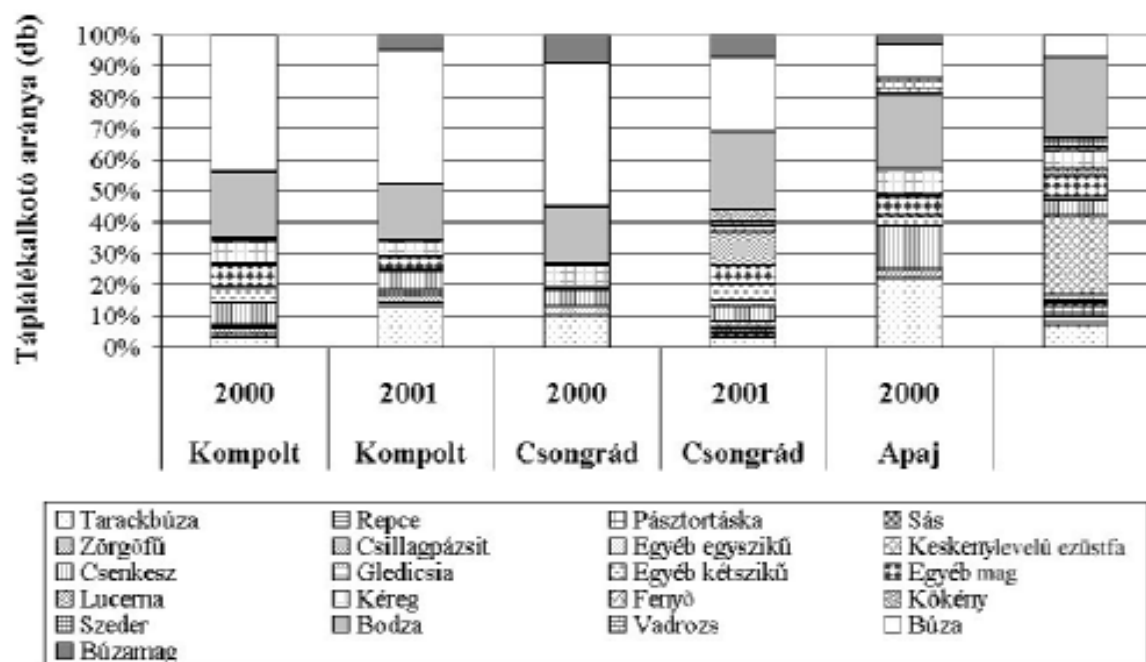
3. ábra - A mezei nyúl elterjedése. Piros szín: eredeti elterjedés, rózsaszín: betelepítések. (Forrás: (Wikimedia Commons 2009))

Többféle élőhely-típusban is megtalálható, igazán magas állománysűrűséget azonban a mezei élőhelyen képes elérni, a mezőgazdaságban gyakrabban is lelhető fel, mint más élőhelyen (Chapman & Flux 1990, Klansek & mtsai 1998, McLaren & mtsai. 1997, Marboutin & Aebischer 1996, Meriggi & Alieri 1989, Mitchell-Jones & mtsai. 1999, Tapper & Parsons 1984, Vaughan & mtsai. 2003). A magas állománysűrűségnek azonban előfeltétele, hogy az élőhely megfelelő változatosságot nyújtson számára - egész évben rendelkezésre álló táplálék és búvóhely formájában (Frylestam 1986, Kovács & Heltay 1993, Smith & mtsai. 2004, Smith & mtsai. 2005, Tapper & Barnes 1986, Vaughan & mtsai. 2003).

Az élőhely-igénye az év különböző részeiben változhat, így évszaktól függően különböző élőhely-típusok válnak számára alkalmassá, emiatt gyenge élőhelyen nagyobb távolságot kellene elmozdulnia (Benton & mtsai. 2003). Ismert az a tény is, hogy a nem kedvelt növények határozzák meg a területválasztását, hiába áll egyébként rendelkezésre megfelelő mennyiségű táplálékalkotó növényfaj (Kuijper & Bakker 2008).

Fentiekből kifolyólag a mezei nyúl otthonterülete mindig több élőhely-típus határán található, a mezőgazdasági táblák szegélyét használja (Faragó 2006a, Kovács & Búza 1988),

és szaporodási sikere az élőhely-szerkezettől függ (Mauvy & mtsai. 2002). A fajra jellemző otthonterület kicsi, legtöbb esetben átfed a fajtársakkal (Kunst & mtsai. 2001), annak mérete 14-39 hektár között változhat (Faragó 2006a), a migráció nem jellemző, bár bizonyos mértékű diszpergálás megfigyelhető (Angelici & mtsai. 1999), valamint az egyes egyedek otthonterülete áthelyeződhet (Faragó 2006b).



4. ábra - A mezei nyúl táplálék-összetétele három vadászterületen (forrás: (Bíró & mtsai. 2003))

Külföldi kutatók korábbi vizsgálatai szerint táplálékát nagyrészt fűfélék alkotják (Lindlöf 1970, Pulliainen & Tunkkari 1970), emellett azonban fogyaszt egyéb lágyszárúakat, valamint fásszárúakat is. Utóbbiak étrendjének 2%-át, a száraz növényi részek 4%-át, a gyümölcsök, gumók 2%-át, míg a zöld növényi részek mintegy 90%-át teszik ki (Faragó 2006c). Ugyanakkor (Bíró & mtsai. 2003) más eredményekre jutott, melyek lényege, hogy a mezei nyúl táplálkozása rendkívül változatos, táplálkozásában a fűfélék mellett a kétszikűek és fásszárúak szerepe is jelentős lehet, egyedenként is nagy különbségek fordulnak elő, emiatt is fontos a változatos élőhely (4. ábra). Előnyben részesíti a lucerna fogyasztását. Táplálkozására jellemző a cökotrófia (Faragó 2006c).

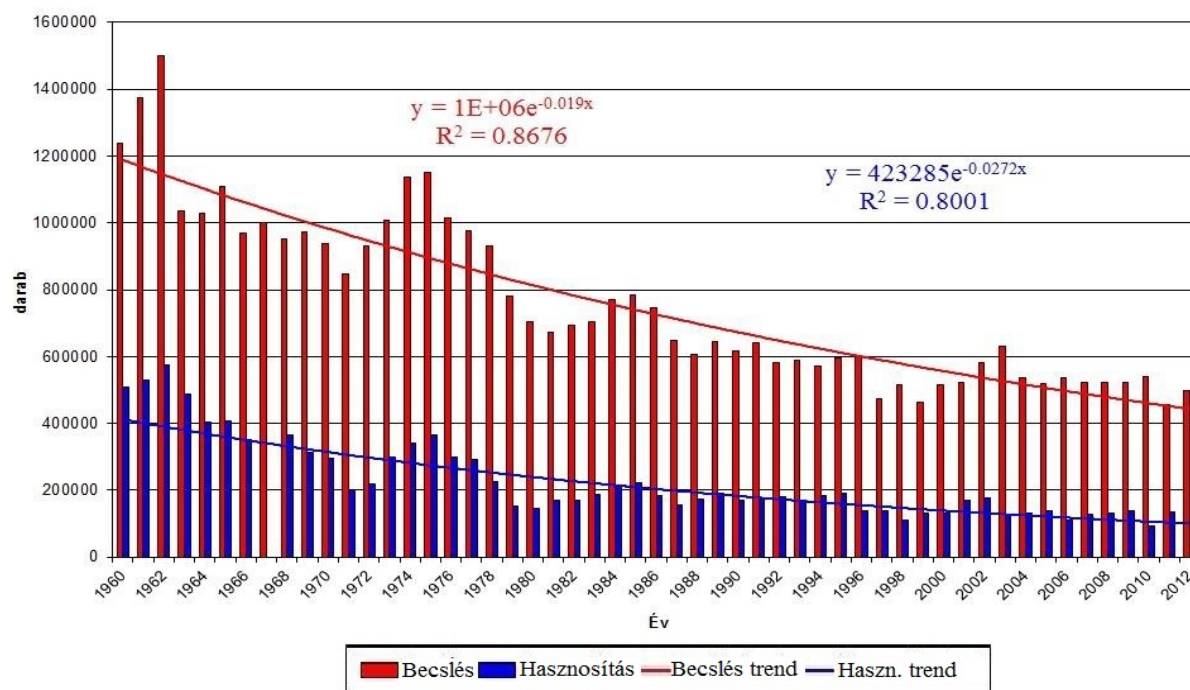
A mezei nyúl állományának felmérésére több módszer ismeretes; köszönhetően gazdasági jelentőségének és nagy elterjedési területének, folyamatosan kutatás tárgyát képezi.

A lehetséges módszerek: az ürüléksűrűségből való állománybecslés (Krebs & mtsai. 2001), az éjszakai reflektoros számlálás (Bíró & mtsai. 2003, Parkes 2001, Strauss & mtsai. 2008) és a vonaltranszekt (Parkes 2001) mind elismert módszernek számítanak. Az apróvadfajok - ezen belül a mezei nyúl – populációs trendjének nyomon követéséhez szükséges az éves vadászati terítékadatok ismerete, melyeket, ha megfelelően dokumentálnak, több évtized állományváltozásáról szolgáltatnak megbízható adatokat, és a fentebbi módszerekkel együtt megfelelően felmérhetők az egyes populációk (Cattadori & mtsai. 2003).

2.3.2. A mezei nyúl állományhelyzete

A mezei nyúl állományát meghatározza a táplálékellátottság, mely az élőhely szerkezetének és -minőségének függvénye (Bíró & mtsai. 2003, Tarnawa & mtsai. 2010).

Állománya Magyarországon, egyszersmind Európa-szerte a 60-as évek óta csökkenő tendenciát mutat melynek lehetséges okaival számtalan kutatás foglalkozott mind a közelmúltban, mind napjainkban is (Broekhuizen 1982, Csányi 2013, Lundström & mtsai. 2003, Mitchell-Jones & mtsai. 1999, Pielowski 1990, Reichlin & mtsai. 2006, Reynolds & mtsai. 2010, Santilli & mtsai. 2004, Schmidt & mtsai. 2004, Smith & mtsai. 2005, Tapper 1992, Tarnawa & mtsai. 2010). Az 5. ábrán látható a faj hazai becsült állománya, valamint éves terítéke. A grafikonról leolvasható, hogy a teríték folyamatosan csökken, kisebb emelkedésekkel megszakítva, azonban a csökkenések utáni kiugró értékek már nem érik el az előző szintet. Problémát jelent, hogy a gazdálkodók ezeket az időszakos állománynövekedéseket, azok hatását túlbecsülik, a csökkenés mértékét pedig rendszerint alulbecsülik, azt időszakosnak gondolják, így a legtöbb vadgazdálkodási egységben nem teszik meg a megfelelő lépéseket a faj védelme érdekében (Szemethy & mtsai. 2004). Amennyiben a grafikonról leolvasható csökkenés ugyanilyen ütemben folytatódik, úgy néhány éven belül megkérdőjelezhetővé válik a mezei nyúl vadászati státusza.



5. ábra - A mezei nyúl állományváltozása Magyarországon 1960-2012 között. (forrás: (Csányi 2013))

Állománycsökkenése okán a faj bizonyos szintű védelemben részesül, állományának megőrzésével nemzetközi egyezmények is foglalkoznak (Berni egyezmény 1979), állományának csökkenése azonban egyelőre nem oly mértékű, hogy teljes természetvédelmi oltalom alá kerüljön (Stoltze & Pihl 1998). A Természetvédelmi Világszövetség (International Union for Conservation of Nature, továbbiakban: IUCN) besorolása szerint a faj globálisan a „Kevéssé veszélyeztetett” (Least concern) kategóriába sorolandó, egyes országokban azonban állománya „Sebezhető” (Vulnerable) besorolásba esik (Smith & Johnston 2008). Hazai kutatások szerint (Márton & mtsai. 2014) a magyarországi állomány szintén a „Sebezhető” kategóriába esik. Állománycsökkenésének mérséklésére több más vadfajjal ellentétben a tenyésztett állatok kibocsátása sem jelent megoldást, annak munkaigényessége és a faj stresszérzékenysége miatt (Santilli & mtsai. 2004, Szemethy & mtsai. 2004).

2.3.3. A csökkenés okai

A mezei nyúl - mint gazdaságilag jelentős faj – állománycsökkenésének okaival Európa-szerte rengeteg kutató foglalkozott az elmúlt évtizedekben. Az állománycsökkenés oka korábban nem volt ismeretes, több tényező szóba jöhetett (Eiberle 1984, Marboutin & Peroux 1995). A csökkenés lehetséges okaiként megjelölhető a ragadozók gyérítésének

háttérbe szorulása, azok állományának növekedése (Bíró & mtsai. 2014, Reynolds & mtsai. 2010), a bővülő, és egyre forgalmasabb úthálózat (Roedenbeck & Voser 2008, Schmidt & mtsai. 2004), de az időjárás szélsőségesebbé válása is, a jelentős mennyiségű, késő nyári és őszi csapadék negatív hatást gyakorol a nyúlállományra (Rödel & Deker 2012, Schmidt & mtsai. 2004). Ismeretes még, hogy sok hazai gazdálkodó nem megfelelően gazdálkodik, túlhasznosítja a területén található állományt (pl. kései vadásztatás és élővad-befogás által) (Bíró & mtsai. 2014, Szemethy & mtsai. 2004).

Előbbi tényezők hatását nem szabad figyelmen kívül hagyni, azonban napjainkban a legtöbb kutatás eredménye alátámasztani látszik, amit már korábban is többen megneveztek, miszerint a mezei nyúl állománycsökkenésének oka a modern, intenzív mezőgazdasági művelésben (Bertóti 1975, Bíró & mtsai. 2003, Edwards & mtsai. 2000, Heltai 2004, Katuzinski & Pielowski 1976, Lewandowski & Nowarowski 1993, Lundström & mtsai. 2003, Panek & Kamieniarz 1999, Reichlin & mtsai. 2006, Santilli & Galardi 2006, Schröpfer & Nyenhuis 1982, Slamecka 1991, Slamecka & mtsai. 1997, Tapper & Barnes 1986), valamint annak negatív hatásaiban keresendő.

Az intenzíven művelt mezőgazdasági táblákon jelentősen lecsökken a biodiverzitás (Bunce & mtsai. 1994, McCollin & mtsai. 2000), és ciklikusan ismétlődő, időszakos táplálékhiány alakul ki rajtuk (Gibb 1981, Vaughan & mtsai. 2003). Jellemző még az intenzifikálódott mezőgazdaságra az erdőterületek aprózódása, a korábban műveletlen földterületek (útszélek, sarkok, vizes élőhelyek stb.) művelésbe vonása, a sövények, mezővédő erdősávok eltávolítása, a monokultúrás gazdálkodás, az alávetés-, a köztes termesztés elmaradása, az eltúlzott műtrágya- és kemikáliahasználata, valamint az egyéb talajművelési és növénytermesztési munkálatok idejének, ütemezésének megváltozása. Mindezen tényezők ellenére a mezőgazdaság továbbra is az apróvad élőhelyét jelenti, teljes életciklusuk, de legalábbis szaporodási idejük e területeken töltik, majd sok esetben az itt végzett agrotechnikai munkálatoknak esnek áldozatul. Előbbiekből következik, hogy bár a kisparcellás művelés szükséges lenne az apróvad állományának növeléséhez, azonban önmagában – az intenzív művelés egyéb hatásait figyelembe véve – nem elégséges feltétel (Bíró & mtsai. 2014, Faragó 2006a).

2.3.4. A mezei nyúl, mint indikátorfaj

A mezei nyúl szaporodási stratégiáját tekintve r-stratégista faj, melyből következik,

hogy a környezet változásai hamar leképeződnek az állománydinamikájában. E tény és a fentebbiek ismerete alapján kijelenthető, hogy a mezei nyúl megfelelő indikátorfaja a fenntartható, vadbarát gazdálkodási módoknak (Faragó 2006c, Lundström & mtsai. 2003, Tarnawa & mtsai. 2010), valamint a véghezvitt élőhely-fejlesztéseknek, melyeket növekedési rátájával a mezei nyúl egy éven belül már jelezni képes (Cowan 2004, Szemethy & mtsai. 2004). Jól szemlélteti az előbbi állítást a Magyar Fogolyvédelmi Program esete is, melynek során elsőként a mezei nyúl állománynövekedését figyelték meg az élőhely-fejlesztések következtében (Faragó 1997). A mezei nyúl kiválasztása mellett szól az – egyelőre - megfelelő méretű, természetes állománya, mely a mezőgazdasági területeink egyéb jelentős apróvad-fajairól – fácán és fogoly – nem mondható el. A fácán esetében az állomány nagyságot (legalább szezonálisan) jelentős mértékben befolyásolja a tenyésztett fácán kibocsátása (Bíró & mtsai. 2014, Csányi 2013, Faragó 2006b), fogoly esetében pedig az állomány mérete túlságosan alacsony (Bíró & mtsai. 2014, Csányi 2013).

2.4. Agrár-környezetgazdálkodási programok az Európai Unióban

2.4.1. Kialakulás és célok

Az EU Közös Agrárpolitikájának (Common Agricultural Policy: továbbiakban CAP) kialakulása egyéb érdemei mellett maga után vonta a mezőgazdaság intenzifikálódását is. A modern, intenzív mezőgazdálkodás környezetterhelő hatása miatti aggodalom következtében az EU tagországaiban AES-eket hoztak létre, melyek lényege a fenntartható gazdálkodás kialakítása. Az AES-k keretén belül a biodiverzitás megőrzését szolgáló környezetbarát intézkedések által okozott esetleges bevételkiesésért kompenzálják a gazdálkodókat (Sainte Marie 2014). A fenntarthatóság érdekében fontos a megfelelő mezőgazdasági gyakorlat alkalmazása (Jolánkai & Németh 2002, Szöllősy & mtsai. 2004). A fenntartható fejlődés lényege, hogy a gazdasági fejlődésnek olyan irányba kell haladnia, mely biztosítja a természeti erőforrások (ivóvíz, fauna és flóra) újratermelődését, fennmaradását (Brown & mtsai. 2000), a vidéki életminőség és foglalkoztatottság javulását (Györffy 1993, Várallyay & mtsai. 1985), valamint a gazdasági fenntarthatóság mellett társadalmilag is elfogadható (Láng 2004).

Az egyes AES-k, melyek az EU mezőgazdasági területeinek mintegy 20%-át fedik le, tagországonként változnak, de általánosságban fő céljuk a biodiverzitás megőrzése/növelése,

a műtrágyák és vegyi anyagok használatának mérséklése, valamint a vidék elnéptelenedésének megállítása (EC-DG VI. 1998). A programok szintje lehet horizontális (országos), zonális (nagyobb térségre vonatkozó) és térségi. A programokat érintő döntések szintje is egyaránt lehet nemzeti, illetve regionális szint (Fay 1998).

2.4.2. Jellemzés

Mivel a CAP az EU költségvetésének mintegy 1/3-át teszi ki (pl. 2009-ben ebből 73% direkt kifizetés a gazdálkodóknak) (EUR-LEX 2009), gazdasági jelentősége okán több kutatás foglalkozott a különféle AES-k, egyéb intézkedések, pihentetett területek hatásával. Kutatások kimutatták, hogy ezen programok pozitív hatást gyakorolnak a területeken előforduló madárvilágra (Berg & Kvarnback 2005, Birrer & mtsai. 2007, Bracken & Bolger 2006).

Svájc, Hollandia és az Egyesült Királyság programjai elsősorban a vadvilág és annak élőhelye megőrzésére koncentrálnak. Dánia és Németország programjai a kemikáliák kibocsátásának csökkentésére irányulnak. A franciaországi programok főként a vidék elnéptelenedésének mérséklését szolgálják. Írország és Ausztria programjai egyaránt lefedik a környezetvédelmet, a biodiverzitás megőrzésére irányuló intézkedéseket, valamint a tájhasználat fenntartását is (Kleijn & Sutherland 2003).

2.4.3. Gyengeségek

A fentebb említett törekvések ellenére az AES-k hatásosságát komoly tudományos vita kíséri (Kleijn & mtsai. 2011, Kleijn & Sutherland 2003, Tschamtker & mtsai. 2005, Wittingham 2007). Kutatók közelmúltbeli nyilatkozatai (Pe'er & mtsai. 2014) szerint az AES-k előírásai túlságosan gyengék, így hatásuk sem megfelelő (Berendse & mtsai. 2004, Kleijn & mtsai. 2001, Kleijn & mtsai. 2006, Kleijn & Sutherland 2003, Stevens & Bradbury 2006). Szükséges lenne a CAP keretein belül konkretizálni a célokat, valamint folyamatos monitoring-rendszert szükséges felállítani a biodiverzitásra gyakorolt tényleges hatás felméréséhez. Gyakorlatban a legtöbb ellenőrzés, felmérés mindössze az előírások betartását ellenőrzi, tényleges hatást azonban nem vizsgál, nincs állandó terepi monitoring-program. Komolyabb kutatások, melyek felmérték a programok tényleges, biodiverzitást érintő hatását elsőként Hollandia és az Egyesült Királyság esetében történtek (Kleijn & Sutherland 2003).

Több AES gyengesége, hogy a résztvevő gazdálkodóknak konkrét, határozott célok nélkül történnek a kifizetések (Vepsäläinen & mtsai. 2010).

Probléma továbbá, hogy a legtöbb kutatás elsősorban a madarak jelenlétével foglalkozik, más taxonokkal, például: emlősökkel kevésbé (MacDonald et al. 2007), illetve csupán 1-1 faj megőrzésével foglalkoznak, miközben más, fontos indikátorfajokat elhanyagolnak. (Benton & mtsai. 2003). Lényeges tényező továbbá, hogy több program, mely kísérleti fázisban meghozta a kívánt eredményt, nagyobb térbeli léptékre helyezve gyenge, vagy akár negatív hatásokkal is járt (Klejin & mtsai. 2011).

Némely külföldi kutatás már foglalkozott a mezei nyúl állománya és az AES-k közötti kapcsolattal, azok eredménye azonban ellentmondásos volt (Browne & Aebischer 2003, Tapper 2001, Zellweger-Fischer & mtsai. 2011). Továbbá egy kutatás (Reid & mtsai. 2007) eredménye negatív kapcsolatot mutat a havasi nyúl írországi alfaja (*Lepus timidus hibernicus*) – mely ökológiai szempontból igen hasonló a mezei nyúlhoz (Reid & mtsai. 2010) - és a helyi AES hatása között (bár a kapcsolat üregi nyulak (*Oryctolagus cuniculus*) és rókák (*Vulpes vulpes*) esetében pozitív volt).

Jó megoldás lehet az AES-k szegélygazdálkodásra való fókuszálása, szemben a teljes mezőgazdasági táblákat érintő intézkedésekkel. A szegélyek kis területű facsoportokkal összekapcsolt alkalmazása megfelelő búvó- és táplálkozóhelyet biztosíthat a mezei nyulak számára mind legelő-, mind szántóterületeken (Petrovan & mtsai. 2013).

Az egyes programok sikertelenségének oka lehet a rövid időtartam is, bizonyos kutatások (Browne & Aebischer 2003) szerint a megfelelő időtartam minimum 5 év a pozitív eredmény eléréséhez mezei nyulak esetében.

Mivel sok AES hatása kérdéses, így a programoknak eredmény-központúnak kellene lenniük (Sainte Marie 2014). Az eredmény-központú AES-k korai példái az Egyesült Királyságban kerültek megvalósításra - elsősorban réteken - és Svájcban szintén réteken (Oppermann & Gujer 2003). Németországban szintén eredmény-központú programok működnek, melyek célja a fajgazdag legelők kialakítása, melyek esetében különféle indikátorfajokat, illetve -fajcsoportokat vizsgálnak (Kaiser & mtsai. 2010, Oppermann & Briemle 2002, Zabel & Roe 2009). Más programok kulcsfajok megőrzésével foglalkoznak, jó példa erre a svédországi eredmény-központú program, mely a ragadozók (hiúz (*Lynx lynx*) és rozsomák (*Gulo gulo*)) megőrzéséről szól (Zabel & Holm-Müller 2008). Hollandiában a legelőn előforduló madárfajok költési sikerének érdekében működnek egyes programok, például: a támogatás a megtalált és megóvott fészkek után jár (Musters & mtsai. 2001, Verhulst & mtsai. 2007).

2.5. Agrár-környezetgazdálkodási támogatási rendszer Magyarországon

2.5.1. Kialakulás

A többfunkciós mezőgazdaság a CAP keretein belül vált az európai agrárpolitika részévé (Schneller & mtsai. 2007). A magyarországi AKG forrása 2007 óta az „Európai Mezőgazdasági Vidékfejlesztési Alap” (továbbiakban EMVA). Célja: „Az agrár-környezetgazdálkodási intézkedés célja a termőhelyi adottságoknak megfelelő termelési szerkezet, a környezettudatos gazdálkodás és a fenntartható mezőgazdasági gyakorlat kialakítása, ezzel összefüggésben a környezet állapotának javítása, minőségi élelmiszer előállítása, valamint a gazdaságok életképességének megtartása és gazdasági hatékonyságának növelése e rendeletben meghatározott célprogramok által előírt kötelezettségvállalások alapján felmerülő többletköltségek és kieső jövedelem ellentételezésének megvalósításával.”(61/2009. (V. 14.) FVM rendelet).

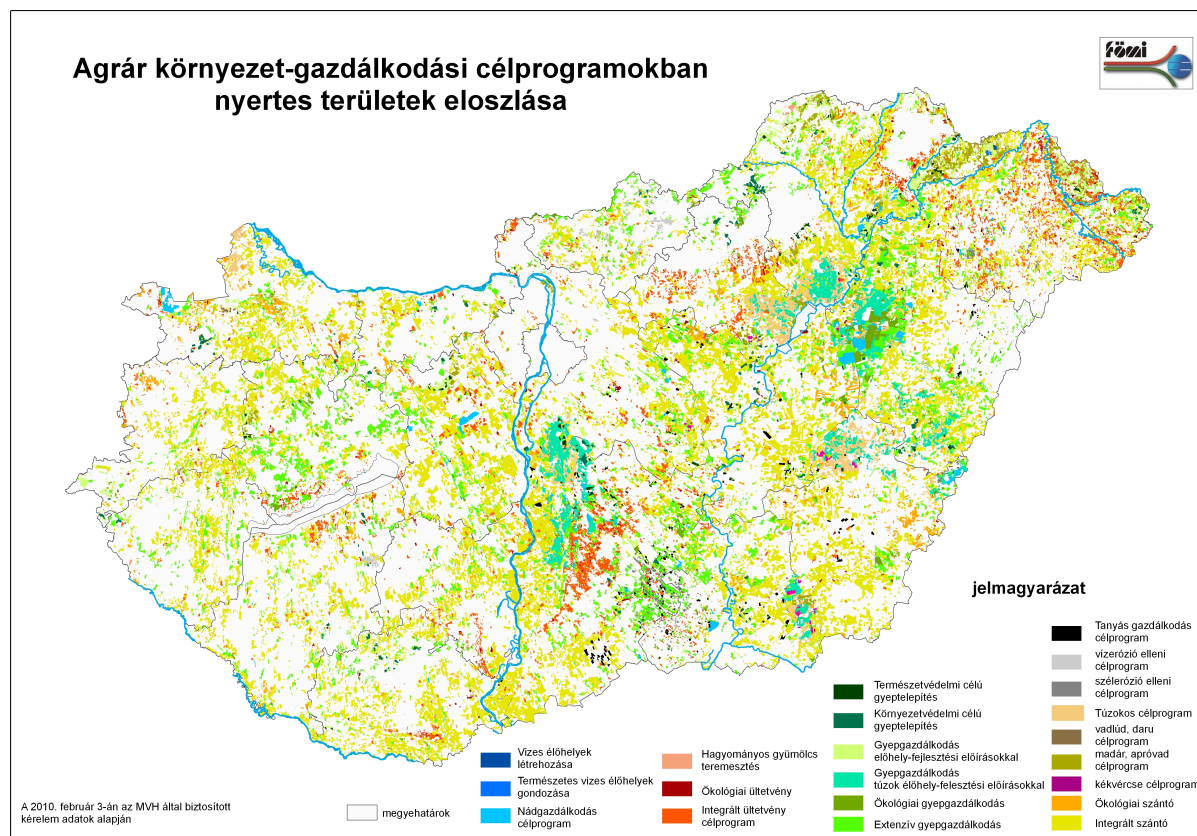
A hazai AKG első, nagy jelentőségű kerete és eszköze a Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program (továbbiakban NAKP) volt. A 2004-es EU-csatlakozást követően a NAKP elemei bekerültek a Nemzeti Vidékfejlesztési Terv (továbbiakban NVT) intézkedései közé. Ennek keretében nagyságrendileg mintegy 20 000 pályázat és 1 500 000 ha került az egyes célprogramok hatálya alá.

A NAKP-ban kizárólag a természetvédelmi szempontból értékes Érzékeny Természeti Területek (továbbiakban ÉTT) programjaihoz kapcsolódtak területi lehatárolások, ezzel szemben a NVT-ben a Kedvezőtlen Adottságú Területek (továbbiakban KAT) is szerephez jutottak. Ezen program több olyan célt is tartalmaz, melyek megfelelően kivitelezve segíthetnék a mezei nyúl populációs trendjének javítását (vegyszermentes táblaszegélyek, fasorok, csenderesek telepítése, bogárteleltető bakhátak stb.) (Ángyán & mtsai. 2003).

2007-től az ÚMVP II. tengelyén belül a NATURA2000 hálózattal egyetemben szerepel az AKG intézkedéscsoport Schneller & mtsai. 2007, 61/2009. (V. 14.) FVM rendelet.

2.5.2. Célprogramok

A magyarországi AKG célprogramokra tagolódik, melyek az agrár-környezetvédelmi célkitűzések megvalósítását elősegítő egyes gazdálkodási előírások összességét jelentik. A célprogramok úgynevezett célprogram-csoportokba vannak beosztva, melyekbe az azonos hasznosítási irányba tartozó célprogramok tartoznak, a program 2009. szeptember 1-től indul és 5 évig tart (61/2009. (V. 14.) FVM rendelet). Az AKG azon célprogramjainak tagolódása, ahol a mezei nyúl indikátorfajként tud szerepelni, az 1. mellékletben található (a zonális célprogramok külön megnevezve). A programok Magyarország területére vonatkozó eloszlása a 6. ábrán látható.



6. ábra -A hazai AKG területek eloszlása Magyarország területén (akg-info.hu)

3. Módszerek

3.1. A dolgozat kérdései

1. *Van-e összefüggés az AKG területek VGE-ekhez viszonyított aránya, valamint a mezei nyúl VGE-enkénti sűrűsége között?*

H1: Igen, tapasztalható pozitív korreláció, mivel az AKG célja az intenzív mezőgazdaság negatív hatásainak mérséklése, melyre a mezei nyúl, mint indikátorfaj megfelelően reagál.

h^1_0 : Spearman (r): $r < 0$; $r = 0$; vagy $r > 0$, h^1_1 : A Spearman (r): $r > 0$, ÉS $p < 0,05$.
de ez esetben $p > 0,05$.

2. *Tapasztalható-e eltérés az egyes évek között, valamint a különböző AKG területarányú VGE-k között a mezei nyúl-sűrűség tekintetében?*

H2: Az egyes évek között különbség lesz tapasztalható a mezei nyúl-sűrűségben.

h^2_0 : Az AKG kezelés megkezdése óta eltelt időnek nincs hatása a mezei nyúl-sűrűség átlagára, az évek szerinti csoportban a mezei nyúl-sűrűségátlagok mind megegyeznek, vagy az évek közötti eltérés nem a vége felé erősödik.

h^2_1 : Az AKG kezelés megkezdése óta eltelt időnek van hatása a mezei nyúl-sűrűség átlagára, az évek szerinti csoportban a mezei nyúl-sűrűségátlagok eltérnek egymástól, valamint szignifikánsan növekednek az évek alatt.

H3: Különböző AKG területarányok között különbség lesz tapasztalható a mezei nyúl-sűrűsége tekintetében.

h^3_0 : Az AKG területarányának növekedése nincs hatással a mezei nyúl-sűrűség átlagára, az AKG területarány-kategóriák szerinti csoportban a mezei nyúl-sűrűségátlagok mind megegyeznek.

h^3_1 : Az AKG területarányának növekedése hatással van a mezei nyúl-sűrűség átlagára, az AKG területarány-kategóriák szerinti csoportban a mezei nyúl-sűrűségátlagok eltérnek egymástól.

3.2. Adatok

3.2.1. AKG nagy térléptékű alapadatok

Az AKG által érintett mezőgazdasági területek adatait (parcellaszám, kiterjedés, célprogram, művelési ág) a NÉBIH bocsátotta a VMI rendelkezésére. Az adatbázis - melyből e dolgozat előzetes elemzése is készült - tartalmazza az AKG által érintett mezőgazdasági parcellák VGE-n belüli darabszámát, arányát, területét mindösszesen, illetve külön-külön szántó és gyepterületi művelési ágban, valamint célprogram-csoportok szerint elkülönítve. Ezen felül az adatbázis tartalmazza a VGE-k különböző adatait (alább részletezve). Ezen adatbázist a VMI a közelmúltban eljuttatta a NÉBIH részére, segítő a későbbi adatfeldolgozást.

Jelen dolgozat elemzésében a fentebb említettek közül az AKG által érintett gyepterület, szántó és összesített AKG területek VGE-k területéhez viszonyított arányt használtam fel.

3.2.2. Szántók és gyepek

A korábban ismertetett szakirodalmi adatokból kiderül, hogy a mezei nyúl élőhelye a mezőgazdaság, így az AKG célprogram-csoportjai közül a gyepterület- és szántóterületek élőhely-fejlesztéseihez kötődnek bírnak a dolgozat szempontjából relevanciával.

Ezen célprogram-csoportok főbb előírásai az I. mellékletben szerepelnek táblázatos formában. A hasonló célprogramokat azonos színnel emeltem ki. A dolgozat szempontjából a célprogramok két fő csoportra bonthatók a művelési ág alapján: a szántó- és a gyepterületeket érintőkre.

3.2.3. Vadászati adatok, teríték, állománybecslés

Az adatbázisban szereplő vadgazdálkodási adatok az Országos Vadgazdálkodási Adattár (Csányi 2013) által gyűjtött, archivált és feldolgozott adatokat válogattam le. Ezen adatok vitán kívül álló hasznossága mellett azonban meg kell említenem a következőt: az adatokat megfelelő kritikával kell kezelni, mivel az adattárban szereplő állománybecslések statisztikai értelemben nem valós becslések, nem egységes módszerrel készültek, pontosságuk, hibájuk, torzításuk ismeretlen, sokkal inkább a vadgazdálkodási szakemberek szubjektív számításai (a becslés sok esetben erős kapcsolatban áll az előző év terítékével, valamint gazdasági-, ökonómiai- és meteorológiai tényezők egyaránt befolyásolhatják). Az éves terítékadatok szintén a gazdálkodók által beküldött adatokon alapulnak. Az esetleges

orvvadászat, vadlopás tényleges mértékéről nem áll rendelkezésre információ. Érdeemes megemlíteni, hogy a legtöbb természeti értékről és erőforrásról szintén csak hasonló, közelítő adatok állnak rendelkezésre. Az állomány reális számszerűsítésére így kevésbé, a trendek elemzésére azonban jól alkalmazhatóak (Cattadori & mtsai. 2003). Mindezen – elkerülhetetlen - gyengeségek ellenére pontosabb, megbízhatóbb adatok nem állnak rendelkezésre a vadfajok állománynagyságáról. Továbbá az Országos Vadgazdálkodási Adattár egyedülálló Európa-szerte, a maga részletességével, országos lefedettségével, folytonos adatsoraival, mely több évtizedre visszamenőleg biztosít adatokat Magyarország vadgazdálkodásáról, egyebek mellett a teríték- és a becsült állományadatokról (Bíró & mtsai. 2014)

A dolgozat alapját képező adatbázisban szerepelnek a 482 VGE-hez tartozó egyedi azonosító kódok, a VGE-k körzeti kódjai, a VGE típusa, megyekódja, területe, a fácán, fogoly, mezei nyúl becsült- és hasznosított állománya 2008-2012 között, valamint ezek változása.

Az adatbázis tartalmából jelen dolgozatban - a korábban említett, AKG-hoz kapcsolódó adatsorok mellett – az egyes VGE-k becsült, valamint hasznosított mezei nyúl állományának sűrűségét válogattam le.

3.3. Módszerek

3.3.1. Elemzési módszer

Jelen dolgozatban az AKG hatásának egy előzetes, nagy térléptékű elemzését viteleztem ki, melynek eredményei a későbbi, egyéb- és kis térléptékű elemzésekkel lesznek összevetve.

Az apróvad-fajok populációváltozásainak nyomon követésére jó eszköz a terítékadat (Cattadori & mtsai. 2003), a mezei nyúl pedig kiválóan alkalmas indikátorfajnak (Szemethy & mtsai. 2004).

Az 1. kérdés esetében az adatok elemzése a becsült, valamint hasznosított mezei nyúl-sűrűségek AKG területarányhoz tartozó ábrázolásával kezdődött, külön gyeper, szántó és összes AKG területek esetén, minden évet külön ábrázolva. Mivel az AKG program csupán 2009 szeptemberével kezdődött a gyakorlatban, így 2008 becsült és hasznosított állomány-sűrűsége, valamint 2009 becsült állomány-sűrűsége nem összevethető az AKG területarányokkal. Mivel

megállapítható, hogy az állománysűrűségi adatok nem követnek normál eloszlást (összehasonlítás Kolmogorov-Szmirnov teszttel (GraphPad Software 2014), így Spearman-féle rangkorrelációs együtthatót számoltam (Reiczigel & mtsai. 2010, GraphPad Software 2014).

A 2. kérdés megválaszolásához kéttényezős varianciaelemzésre (továbbiakban ANOVA) (Reiczigel & mtsai. 2010) került sor Tinn-R szoftver segítségével (Faria 2012), külön-külön a gyep, szántó és összes AKG esetében, melyekben az egyik tényező az év (2008, 2009, 2010, 2011, 2012), a másik tényező az AKG területarány volt. Utóbbit 5+1 kategóriába rendeztem, különvéve a 0,00%-os területarányt, a többi 5 kategóriát pedig a QGIS térinformatikai szoftver „Natural breaks” osztályozása szerint, mely egy csoportosítási módszer, lényege, hogy úgy kategorizálja a sorban levő adatokat, hogy egy kategórián belül a minimális, a kategóriák között pedig a maximális varianciára törekszik (QGIS 2014). A területarány osztályozása, valamint az elemzés külön-külön el lett végezve gyep, szántó, valamint összes AKG területarány, illetve mind a becsült, mind a hasznosított mezei nyúl-állománysűrűség esetében.

A Natural Breaks osztályozás eredményeképp a következő kategóriákat sikerült elkülöníteni (7. ábra):

Területarány-kategóriák (Natural breaks által)								
AKG gyepterületek			AKG szántóterületek			Összes AKG terület		
Területarány	Kategória	VGE elemszám	Területarány	Kategória	VGE elemszám	Területarány	Kategória	VGE elemszám
0,00%	1	85	0,00%	1	35	0,00%	1	15
0,01-2,29%	2	206	0,01-3,73%	2	195	0,01-7,2%	2	245
2,3-6,67%	3	119	3,74-9,8%	3	132	7,21-16,76%	3	120
6,68-14,29%	4	57	9,81-18,12%	4	71	16,77-29,91%	4	67
14,3-36,59%	5	10	18,13-29,57%	5	36	29,92-47,98%	5	28
36,6-64,44%	6	5	29,58-57,93%	6	13	47,99-67,65%	6	7

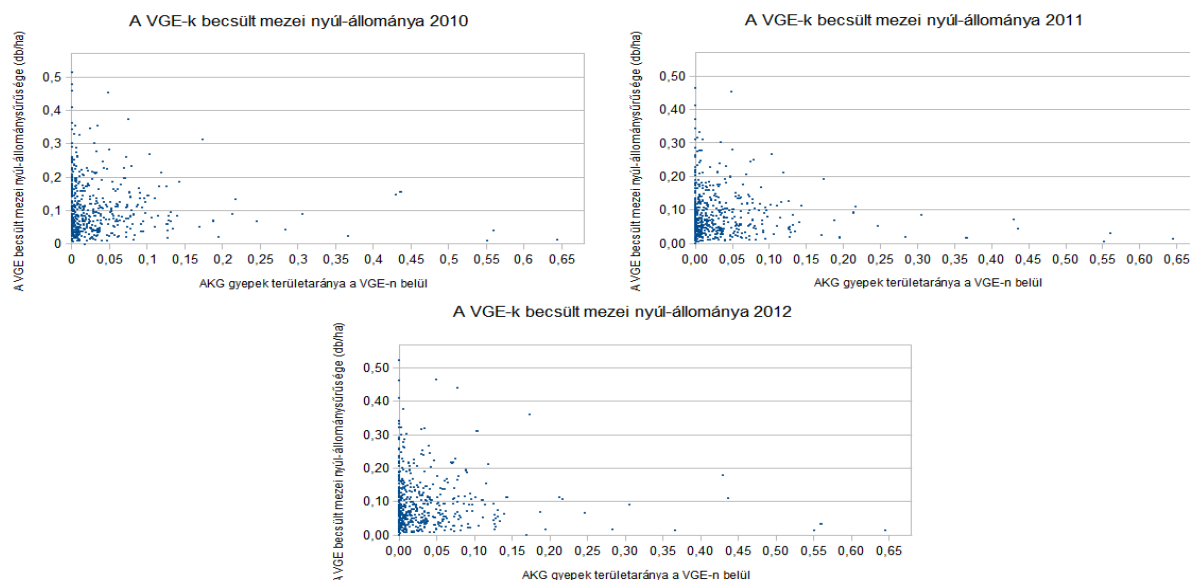
7. ábra - Területarány-kategóriák

Az ANOVA-nak feltétele, hogy az adatok legalább megközelítőleg normál eloszlást mutassanak, így a becsült- és a hasznosított állománysűrűségeket logtranszformáltuk, majd végrehajtottuk a kéttényezős ANOVA elemzést.

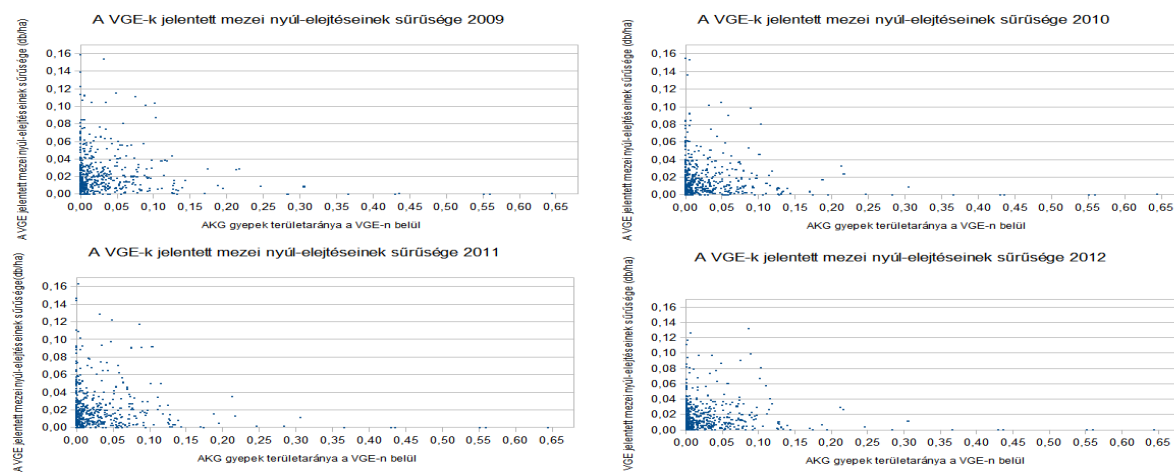
Az elemzés utáni (post-hoc) Tukey-teszttel végeztük a páronkénti összehasonlítást, melynek célja kimutatni, hogy mely kategória, ill. évpárok között szignifikáns a különbség.

4. Eredmények

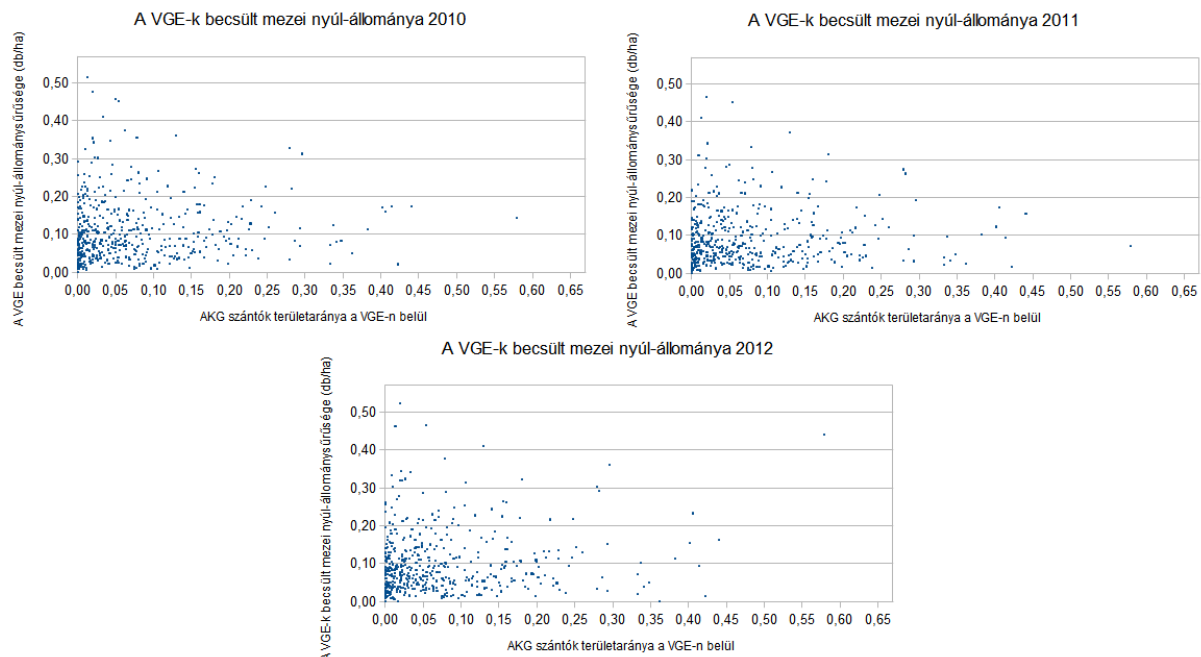
A mezei nyúl-sűrűségek és az AKG területarány viszonyáról szóló diagramokról nem állapítható meg a sűrűség és a területarány kapcsolata. A diagramok a 8. 9. 10. 11. 12. és 13. ábrán találhatók.



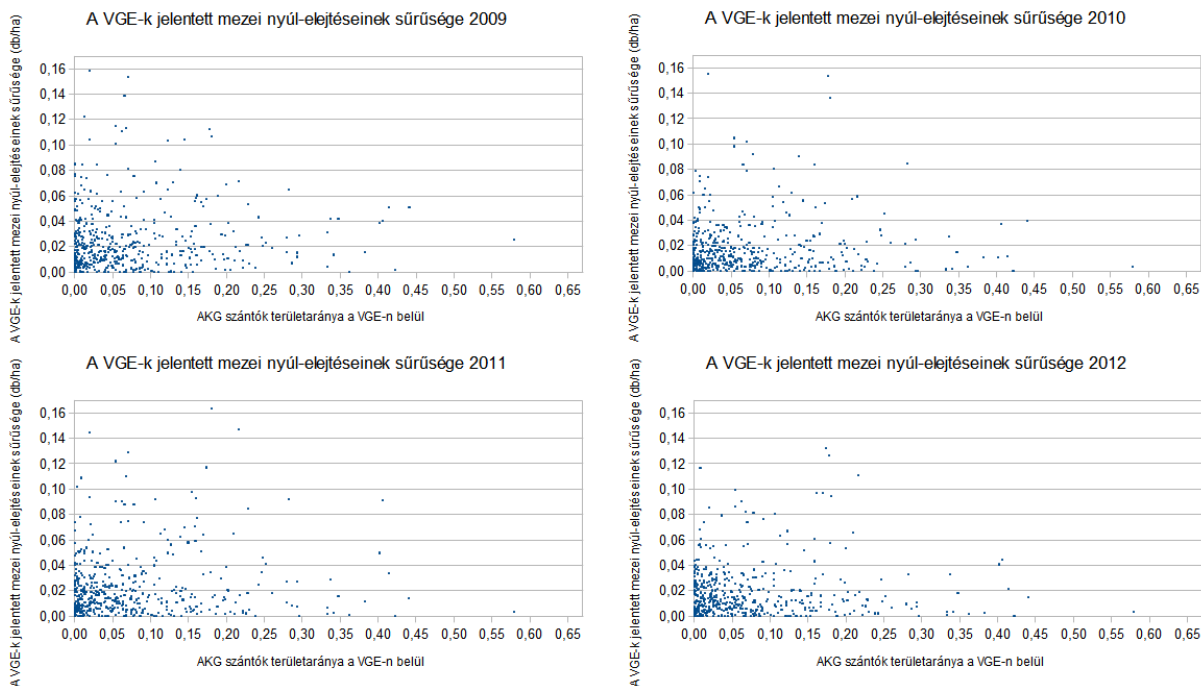
8. ábra - A VGE-k becslált mezei nyúl-állománya és az AKG gyepek területaránya (forrás: saját diagram)



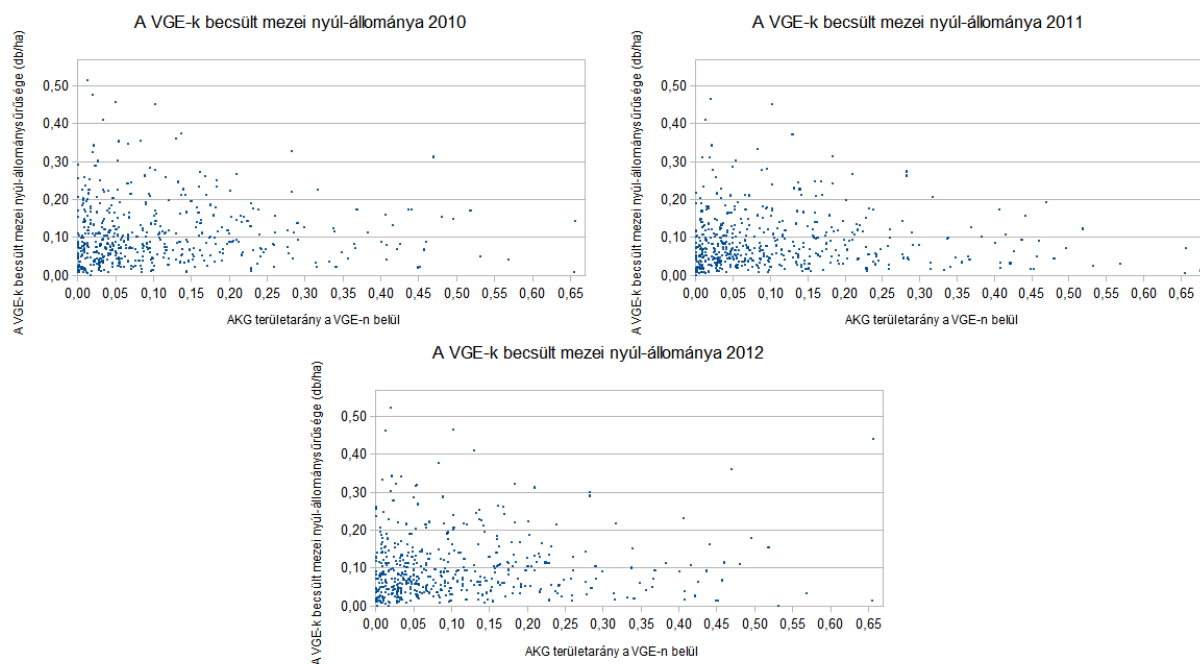
9. ábra. A VGE-k jelentett mezei nyúl-elejtéseinek sűrűsége az AKG gyepek területaránya (forrás: saját diagram)



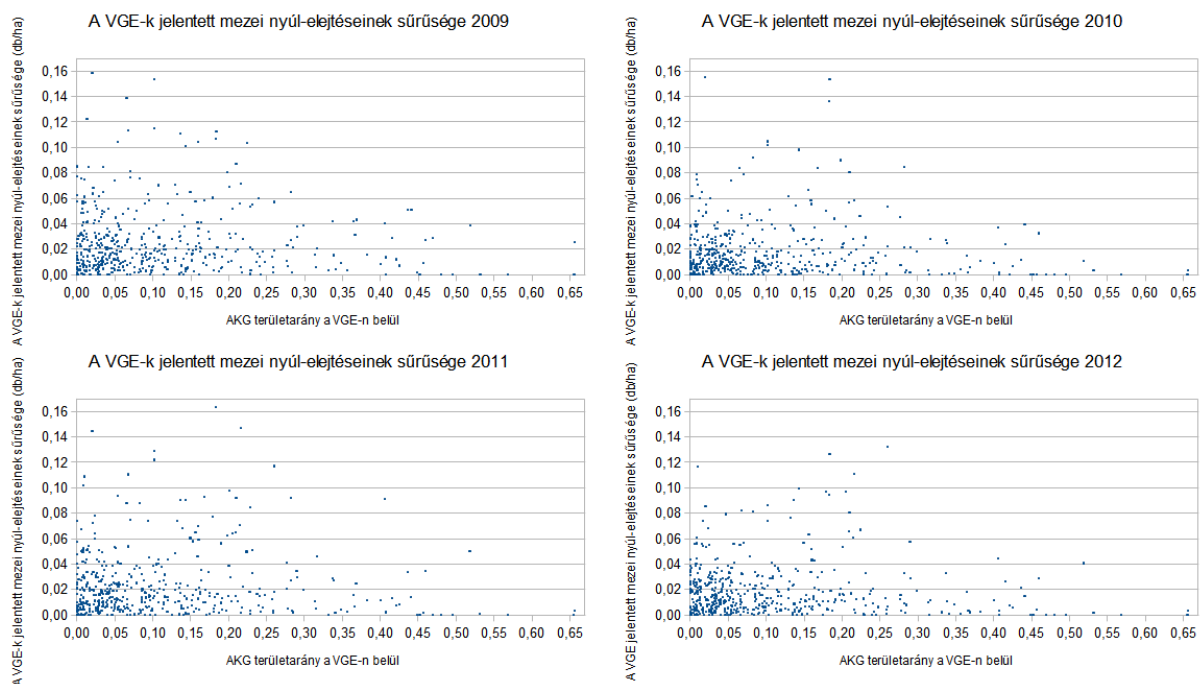
10. ábra - A VGE-k becsült mezei nyúl-állománya és az AKG szántók területaránya (forrás: saját diagram)



11. ábra - A VGE-k jelentett mezei nyúl-elejtéseinek sűrűsége és az AKG szántók területaránya (forrás: saját diagram)



12. ábra - A VGE-k becslott mezei nyúl-állománya és az összes AKG területaránya (forrás: saját diagram)



13. ábra - A VGE-k jelentett mezei nyúl-elejtéseinek sűrűsége és az összes AKG területaránya (forrás: saját diagram)

A diagramok alapján feltételezhető, statisztikai elemzés után pedig megállapítható, hogy a teríték-, valamint a becsült állománysűrűségi adatok nem követnek normál eloszlást (Kolmogorov-Szmirnov-teszt, becsült állománysűrűségénél 2008-2012 között, évek szerint sorban: KS=0,1379, 0,1501, 0,1472, 0,1555, 0,1533. A hasznosítás állománysűrűségénél szintén 2008-2012 között sorban: KS=0,2164, 0,2220, 0,2333, 0,2424, 0,2224, $p < 0,0001$ minden esetben), így a korrelációelemzés során a Spearman-féle rangkorrelációs együttható kiszámítása a legmegfelelőbb.

A Spearman-féle korrelációelemzés csupán igen gyenge kapcsolatot mutatott ki az AKG területarány és a becsült-, valamint a hasznosított nyúlállomány sűrűsége között, mely számszerűsítve a 14. ábrán látható. A kapcsolat minden esetben gyenge, 0-hoz közeli értékű volt, így az első kérdés esetében a legtöbb esetben meg kell tartani a nullhipotézist. Gyepeknél minden esetben gyenge negatív korreláció volt tapasztalható, mely a 2010, 2011, 2012-es évek hasznosításánál szignifikánsnak bizonyult. Szántóterületeken a 2012-es hasznosítást leszámítva gyenge pozitív korreláció mutatkozott, mely szignifikáns volt a becsült mezei nyúl állományok esetében (2010, 2011, 2012), így ezeknél a nullhipotézis elvethető. Az összesített AKG-s területarány (gyepek+szántók együtt) esetében gyenge korreláció mutatkozott, mely a 2010-es év becsült állománysűrűségénél szignifikánsnak bizonyult, így a nullhipotézis itt is elvethető.

Korrelációelemzés az állománysűrűség és az AKG területek arányát illetően						
Spearman-féle rangkorrelációs együttható (r)	AKG gyepek aránya		AKG szántók aránya		AKG gyepek+szántók aránya	
	Spearman (r)	p-érték	Spearman (r)	p-érték	Spearman (r)	p-érték
Becsült mezei nyúl-állománysűrűség 2010	-0,03049	0,5042	0,1357	0,0028	0,09559	0,0359
Becsült mezei nyúl-állománysűrűség 2011	-0,06476	0,1558	0,1201	0,0083	0,06975	0,1262
Becsült mezei nyúl-állománysűrűség 2012	-0,06594	0,1483	0,1125	0,0135	0,06994	0,1252
Hasznosított mezei nyúl-állománysűrűség 2009	-0,06613	0,1472	0,08601	0,0592	0,03147	0,4906
Hasznosított mezei nyúl-állománysűrűség 2010	-0,1441	0,0015	0,03568	0,4345	-0,03506	0,4425
Hasznosított mezei nyúl-állománysűrűség 2011	-0,107	0,0188	0,07227	0,1131	0,005439	0,9052
Hasznosított mezei nyúl-állománysűrűség 2012	-0,09468	0,0377	-0,01187	0,795	-0,05774	0,2057

14.ábra -A korreláció-elemzés eredménye

A 2. kérdés megválaszolására kéttényezős varianciaelemzést (ANOVA) alkalmaztunk, melyben a tényezők az AKG területarány-kategóriák és az évek voltak. Az elemzések Tinn-R

szoftver segítségével lettek elvégezve (Faria 2012). Mind a területarány-kategóriák, mind az évek közötti különbség szignifikáns lett. Tételezen a következő:

AKG gyepek, valamint a becsült állománysűrűség esetében a területarány-kategóriák ($F_1=5$, $p=5.023e-09$), és az évek ($F_2=4$, $p=0,00173$) közötti különbség szignifikáns lett, az interakció mértéke nem szignifikáns ($F_3=20$, $p=0,99993$).

AKG gyepek, valamint a jelentett mezei nyúl-elejtések sűrűsége esetében a területarány-kategóriák ($F_1=5$, $p=3,274e-10$), és az évek ($F_2=4$, $p=5,736e-07$) közötti különbség szignifikáns lett, az interakció mértéke nem szignifikáns ($F_3=20$, $p=0,9982$).

AKG szántók, valamint becsült állománysűrűség esetében a területarány-kategóriák ($F_1=5$, $p<2,2e-16$), és az évek ($F_2=4$, $p=0,001358$) közötti különbség szignifikáns lett, az interakció mértéke nem szignifikáns ($F_3=20$, $p=1$).

AKG szántók, valamint a jelentett mezei nyúl-elejtések sűrűsége esetében a területarány-kategóriák ($F_1=5$, $p=2,270e-05$), és az évek ($F_2=4$, $p=1,291e-06$) közötti különbség szignifikáns lett, az interakció mértéke nem szignifikáns ($F_3=20$, $p=0,9972$).

VGE-n belüli összes AKG-arány, valamint becsült állománysűrűség esetében a területarány-kategóriák ($F_1=5$, $p=2,011e-10$), és az évek ($F_2=4$, $p=0,00148$) közötti különbség szignifikáns lett, az interakció mértéke nem szignifikáns ($F_3=20$, $p=0,99994$).

VGE-n belüli összes AKG-arány, valamint a jelentett mezei nyúl-elejtések sűrűsége esetében a területarány-kategóriák ($F_1=5$, $p=4,487e-06$), és az évek ($F_2=4$, $p=8,972e-07$) közötti különbség szignifikáns lett, az interakció mértéke nem szignifikáns ($F_3=20$, $p=0,9904$).

Fentiek alapján mind a H2, mind a H3 esetében elvethető a nullhipotézis.

A csoportok páronkénti összehasonlítását Tukey-teszttel végeztük, a különbség a következő esetekben volt szignifikáns:

Az AKG gyepterületek aránya és becsült mezei nyúl-állománysűrűség esetében a következő területarány-kategóriapároknál: 1-2 ($p=0,0000043$), 1-3 ($p=0,0006119$), 1-6 ($p=0,0000057$), 2-6 ($p=0,0029417$), 3-6 ($p=0,0016571$), 4-6 ($p=0,0002374$). Az évpároknál: 2008-2011 ($p=0,0189662$), 2009-2011 ($p=0,01075$), 2010-2011 ($p=0,0026364$)

AZ AKG gyepterületek aránya és a jelentett mezei nyúl-elejtések sűrűsége esetében a következő területarány-kategóriapároknál: 1-3 ($p=0,0414632$), 1-4 ($p=0,0119101$), 1-5 ($p=0,0014871$), 1-6 ($p=0,0000001$), 2-5 ($p=0,0339305$), 2-6 ($p=0,0000006$), 3-6 ($p=0,0000008$), 4-6 ($p=0,0000019$), 5-6 ($p=0,0002568$). Az évpároknál: 2008-2010

($p=0,0002634$), 2008-2012 ($p=0,0081222$), 2009-2010 ($p=0,0000157$), 2009-2012 ($p=0,0008300$), 2010-2011 ($p=0,0172327$).

Az AKG szántóterületek aránya és a becsült mezei nyúl-állománysűrűség esetében a következő területarány-kategóriapároknál: 1-2 ($p=0$), 1-3 ($p=0$), 1-4 ($p=0$), 1-5 ($p=0$), 1-6 ($p=0,000001$). Az évpároknál: 2008-2011 ($p=0,0156645$), 2009-2011 ($p=0,0085936$), 2010-2011 ($p=0,0022137$).

Az AKG szántóterületek aránya és a jelentett mezei nyúl-elejtések sűrűsége esetében a következő területarány-kategóriapároknál: 1-4 ($p=0,0000158$), 2-4 ($p=0,0029484$), 3-4 ($p=0,0026884$), 4-5 ($p=0,0454721$). Az évpároknál: 2008-2010 ($p=0,0003316$), 2008-2012 ($p=0,0121819$), 2009-2010 ($p=0,0000271$), 2009-2012 ($p=0,0016961$), 2010-2011 ($p=0,0159569$).

Az AKG összesített gyepterületek aránya és a becsült mezei nyúl-állománysűrűség esetében a következő területarány-kategóriapároknál: 1-2 ($p=0,0003321$), 1-3 ($p=0,0000029$), 1-4 ($p=0$), 1-5 ($p=0,0094034$), 2-4 ($p=0,0004234$), 3-6 ($p=0,0087487$), 4-6 ($p=0,0008609$). Az évpárok esetén: 2008-2011 ($p=0,0172723$), 2009-2011 ($p=0,0095583$), 2010-2011 ($p=0,0023423$).

Az AKG összesített gyepterületek aránya és a jelentett mezei nyúl-elejtések sűrűsége esetében a következő területarány-kategóriapároknál: 2-6 ($p=0,0012879$), 3-5 ($p=0,0396614$), 3-6 ($p=0,0006191$), 4-5 ($p=0,046626$), 4-6 ($p=0,0001525$). Az évpárok esetén: 2008-2010 ($p=0,0002795$), 2008-2012 ($p=0,0097695$), 2009-2010 ($p=0,0000225$), 2009-2012 ($p=0,0013140$), 2010-2011 ($p=0,0157896$).

5. Értékelés és következtetések

5.1. A grafikonok elemzése

A 8-13. ábrákon látható grafikonokról elmondható volt, hogy az adatok nem követtek normál eloszlást (amint azt a Kolmogorov-Szmirnov teszt is megerősítette).

Az AKG gyepterületek aránya és a becsült mezei nyúl-állománysűrűség között negatív kapcsolat volt látható, mely az évek során erősödni látszott. 14% területarányánál erős törés látszik a grafikonokon, mely alapján feltételezhető, hogy az AKG gyepek területaránya és a mezei nyúl-állománysűrűsége közötti kapcsolat nem lineáris, az AKG gyepek arányának növekedése csak egy adott pontig tűnik kedvezőnek a mezei nyúl szempontjából, valamint az eltelt évek alatt egyre meredekebben csökken a sűrűség az AKG gyepterületarány növekedésével.

Az AKG gyepterületek aránya és a jelentett mezei nyúl-elejtések sűrűsége közötti kapcsolat hasonló, mint a becslések esetén, azzal a különbséggel, hogy a magasabb AKG gyepterületarányok esetén még alacsonyabb a mezei nyúl elejtések sűrűsége.

Az AKG szántóterületek aránya és a becsült mezei nyúl-állománysűrűség közötti kapcsolat szintén negatívnak tűnik a grafikonok alapján, bár az állománysűrűség értéke jobban szóródik, és az évek alatti csökkenés nem tűnik annyira meredeknek, mint a gyepek esetében.

Az AKG szántóterületek aránya és a jelentett mezei nyúl-elejtések sűrűsége közötti kapcsolat a grafikonok alapján szintén negatívnak tűnik, magasabb AKG területarányok esetén azonban több az alacsonyabb sűrűség, mint a becsült állomány esetében.

Az összesített AKG területarány és a becsült mezei nyúl-állománysűrűség közötti, valamint az összesített AKG területarány és a jelentett mezei nyúl-elejtések sűrűsége közötti kapcsolat nehezen értelmezhető, a sűrűségek szórása ez esetben is jelentős, 20% illetve 45% területarányoknál észlelhető jelentősebb csökkenés a sűrűségekben.

5.2. Korreláció-elemzés

5.2.1. Gyepterületek

Az AKG területarány és a mezei nyúl-sűrűség korreláció-elemzéséből kiderül, hogy a közöttük levő kapcsolat rendkívül gyenge ($-0,1441 < r < -0,03049$ között változott). Az előzetes feltevés szerint pozitív korreláció lett volna várható, azonban az AKG gyepterületek aránya esetében nem csupán nem volt kimutatható a pozitív korreláció, sőt, előbbiek aránya – bár gyenge, de – szignifikáns negatív korrelációt mutatott a mezei nyúl hasznosítás VGE-enkénti sűrűségével. Az AKG – valamint egyéb AES-k – céljainak teljesülése elviekben nem lehet negatív hatással az állományra (mivel célja pontosan a kedvezőbb élőhely kialakítása lenne, ellenpélda azonban itt is előfordul (Reid & mtsai. 2007).

Ennek a kapcsán az első felmerülő változó az élőhelyszerkezet, ezen belül is a táblaméret. Nagyobb AKG gyepterületarányal jellemzően azok a VGE-k bírhatnak, ahol a gyepek területaránya egyébként is magasabb – ilyenek például: a nagy kiterjedésű, egybefüggő legelők. A szakirodalomból kiderül, hogy a mezei nyúl több élőhely-típus határán fordul elő leggyakrabban, így számára az igazi élőhelyet a mezőgazdasági táblák szegélye jelenti (Faragó 2006a, Kovács & Búza 1988), melyből a legtöbb a kisparcellásan művelt, mozaikos élőhelyen fordul elő, ezzel szemben egy legelőn - a legeltetés zavaró hatásán (Bíró & mtsai. 2014) túlmenően – annak egybefüggő kiterjedése miatt jóval kevesebb lesz a mezei nyúl számára jótékony hatású szegélyek területe is.

A mezei nyúl – egyebek mellett az élőhely-használatából következően is - rendkívül változatosan táplálkozik (Bíró & mtsai. 2003), amint az a 4. ábrán is jól látható. Ennek kapcsán felmerül a kérdés: vajon „valódi gyepterület”-e a gyepterület? Egy jó gyepterület nem csupán 2-3-féle egyszikű fűféléből áll, a gyepeknek megfelelő arányban szükséges tartalmazniuk különféle fajokat (aljfüvek-szálfüvek-pillangósok egyaránt). Emellett az intenzíven művelt gyepeken a lazabokrú fűfélék és egyéb kétszikű gyepparkotók magpergése nem biztosított, a meglevő tövek 4-8 éves korukra kipusztulnak a gyepterületből, emiatt mindenképpen elvárt a legalább ötévenkénti magpergéses felújítás, illetve részleges felülvetítés (Tirczka & Szemán 2008). Az AKG-ben nincs előírás, mely a vegetációs időszakon kívüli táplálék-ellátottságot befolyásolná, a gyepek télre kiszáradnak, nem nyújtanak táplálékot, csupán a szegélyeik, melyek feladata egyebek között, hogy az apróvadakat átsegítse a táplálékhiányos időszakokon.

Több külföldi AES támogatási rendszere mára átalakult – például a franciaországi „Flowering meadows” (Virágzó rétek) program esetén nem csupán 2-3 fűféle meglétét írják elő, hanem a program célja a minél diverzebb, kétszikűekkel, vadvirágokkal tarkított természetes rétek létrehozása és megőrzése. E rétek fajszáma minimum 20, valamint az előírt

indikátorfajoknak jelen kell lenniük a területen. A program nem tartalmaz kezelési előírásokat, hanem a program céljára, annak eredményére fókuszál (Sainte Marie 2014). Fentebbiek alapján könnyen lehetséges, hogy az AKG gyepterületeinek egy (jelentős?) része egyébként is gyenge minőségű élőhelynek tekinthető, ahol az AKG jelen szabályozás melletti hatása nem tud érvényesülni. A VGE-eken belüli AKG-ben résztvevő, valamint kezeletlen gyepek arányának hatása, azok szerkezete (fajösszetétel, térbeli szerkezet stb.), valamint a – mezei nyúl számára oly fontos – szegélyművelés milyensége további elemzések tárgyát kell, hogy képezze!

5.2.2. Szántóföldi területek

Az AKG szántóterületeinek VGE-khez viszonyított aránya és a nyúlsűrűség közötti kapcsolat a legtöbb esetben igen gyenge pozitív korrelációt mutat ($-0,01187 < r < 0,1357$ között változik), mely a becsült állományok tekintetében szignifikánsnak bizonyult, mértéke azonban a várt növekedés helyett évről-évre csökken.

A szakirodalomból kiderült, hogy a mezei nyúl állománycsökkenésének elsődleges oka az intenzív mezőgazdaság, ezen művelési módok hatásai leginkább a szántóterületen jelentkeznek, rajtuk szegélyek alig találhatók. Fentebbiekből következik, hogy egy olyan kedvezőtlen élőhelyen, mint egy intenzíven művelt szántóterület, az AKG nyújtotta apró hatások is érezhetővé válnak, ez magyarázhatja az igen gyenge, ám pozitív korrelációt, valamint, hogy bizonyos kultúrák esetén (őszi gabonák, őszi káposztarepce, répfélék stb.) télen képes bizonyos mennyiségű táplálékot nyújtani. Csakúgy, mint a gyepterületek esetében, itt is a művelés intenzitásának csökkentése, valamint a táblák méretének csökkentése mérsékelhetné a mezei nyúl állománycsökkenését, jöllehet, az AKG-nek köszönhetően valamelyest csökken a környezetterhelés, azonban: a táblaméretnek felső határa 50, ill. 75 ha-ban van megszabva, mely az apróvad szempontjából továbbra is nagytáblás művelésnek minősül, és minimális különbséget jelent a 150-200 ha-os táblaméretekhez képest, a kisparcellás gazdálkodás egyedül a Tanyás gazdálkodás célprogramban előírás.

Probléma még az intenzíven művelt, egybefüggő táblákon, az egymenetes betakarítás, mely után a terület gyakorlatilag sivatagnak tekinthető (kivéve, például: zöldugar meghagyása esetén). Az AKG szántóterületek felén továbbra is őszi búza, kukorica, napraforgó lehet domináns (mennyisége 50, ill. 60%-ban megszabva). Továbbá a kaszálatlan szegélyek meghagyása mindössze két szántó célprogram esetében kötelező (5-10% tábla szélét érintve).

Csakúgy, mint a gyepterületek esetében, itt is további elemzések szükségesek, melyek az AKG által kezelt, valamint kezeletlen területek arányával, az egyes célprogramok arányával, a térbeli szerkezettel, vetésszerkezettel, valamint a szegélyek tulajdonságaival (Elegendő szegélyt hagynak-e meg a gazdálkodók? Milyen annak a minősége, összetétele? Stb.) kell, hogy foglalkozzanak!

5.2.3 Gyep+szántóterületek együttes aránya

Az AKG összesített szántó+gyepterületeinek aránya és a mezei nyúl állománysűrűsége igen gyenge kapcsolatot mutat ($-0,05 < r < 0,09559$ között változik), mely a 2010-es, valamint 2012-es hasznosított állománysűrűség esetén – nem szignifikáns – negatív korreláció volt. Mindösszesen a 2010-es becsült mezei nyúl-állománysűrűség esetén volt tapasztalható gyenge pozitív korreláció. A lehetséges okokat fentebb már ismertettem Megemlíteném még az AKG (és a külföldi AES-k) valamint az állománysűrűség közötti kapcsolat gyengeségének egyik lehetséges oka annak -egyelőre – rövid időtartama.

Egy kutatás szerint az AES-k tényleges hatásának kimutatásához minimum 5 év szükségeltetik (Browne & Aebischer 2003). Az AKG esetében ez mindössze az utolsó évet jelenthetné, de a hatás erősödésére utaló jelek egyelőre nem észlelhetők, ismételten hangsúlyozandó a későbbi, folyamatos monitoring fontossága. Említést érdemel ismételten a mezőgazdasági táblák mérete, sok esetben hiába vannak a területek külön parcellaként számon tartva, azokat egyetlen tömbként művelik, a gyakorlatban nem különíthetők el (a szerző személyes tapasztalata, melyet a kis térléptékű terepi kutatómunka során észlelt, több, mint 16 VGE szisztematikus bejárása során. Az elkülönülő, kisméretű parcellák jellemzően csak a hivatalos nyilvántartás szerint léteznek).

5.3. A kéttényezős varianciaelemzés eredményei

Az ANOVA elvégzése után megállapítottuk hogy szignifikáns különbség tapasztalható a különböző területarány-kategóriák között, valamint az egyes évek között is mind az AKG gyep, az AKG szántó, valamint az összesített AKG gyep+szántó területaránya, mind a becsült, valamint a hasznosított mezei nyúl-állománysűrűsége esetében. Interakció egy esetben sem volt szignifikáns mértékű az évek és a területarány-kategóriák között, jelen elemzés alapján a tendenciák nem érzékelhetőek kellőképpen. A Tukey-teszt alapján az 1. területarány-kategória (azaz 0% AKG területarány) a legtöbb esetben szignifikánsan különbözött a többi

területarány-kategóriától, a különbség egyedül az AKG szántóterületek és a mezei nyúl-elejtések sűrűsége vizsgálata esetén nem volt feltűnő, ennél a 4. kategória (9,81-18,12%) tért el jelentősen több, más kategóriától. Sem a gyepek, sem a szántók, sem az összesített területarányok esetén nem volt látható egyértelmű állománynövekedés az évek között, még a 2008as év és a többi között is csak elvétve fordul elő szignifikáns különbség (az AKG rendszer 2009-ben vette kezdetét). Jellemzően kiugró év a 2011es volt szinte minden esetben (melyről köztudott, hogy erősen belvizes év volt (vizugy.hu)).

Az eredmények alapján feltételezhető, hogy az AKG nem bír elég jelentős hatással, a nyúlállomány növekedését inkább a „jó” és a „rossz” évek határozzák meg (kedvező időjárás, vagy éppen aszály, vagy belvíz). Az időjárás viszontagságaival már korábban is foglalkoztak a kutatók (Rödel & Decker 2012, Schmidt & mtsai. 2004). A jelentős negatív események (aszály, belvíz, nagy mennyiségű csapadék) alkalmanként valóban összekapcsolhatók az állománycsökkenéssel, ezek azonban inkább kiugró értékek, a több évtizedes állománycsökkenés trendjét nem magyarázzák. Az ilyesfajta kedvezőtlen időjárási anomáliák utáni helyreállást segítené egy megfelelően kivitelezett élőhely-fejlesztés, ehhez azonban az eddigi eredmények szerint nem elégségesek az AKG előírásai (Bíró & mtsai. 2014).

Elemzésünk eredménye mellett fontos megjegyeznünk, hogy ezen eredmények egyik lehetséges oka lehet a nagy elemszám is, valamint a becsült, illetve hasznosított mezei nyúl-sűrűségek felbontása, eloszlása. Emellett fentebb kritikával éltünk a vadgazdálkodók adatainak megbízhatóságát illetően, ezeknél jobb, részletesebb, megbízhatóbb adat azonban nem áll rendelkezésre a vadállomány méretéről, így ezekkel szükséges dolgoznunk. Az eredmények a már részletezett, további vizsgálatok elvégzéséig fenntartással kezelendők.

5.4. Összegzés

A mezei nyúl állománya jóformán az egész európai kontinensen csökkenő tendenciát mutat, nincs ez másként hazánkban sem. A csökkenésének oka az intenzív mezőgazdaság. Az állomány csökkenésének mérséklése érdekében szükséges lenne az extenzív, vadbarát művelési módok előtérbe helyezése, a megfelelő szegélygazdálkodás megléte és a kisparcellás gazdálkodás együttesen (Bíró & mtsai. 2003). A mezei nyúl jó indikátorfaj, ennek ellenére az AES-k mezei nyúl állományra - ezáltal az apróvad-állományra - gyakorolt hatása kevésbé kutatott (MacDonald et al. 2007), a meglevő eredmények is sok esetben ellentmondásosak (Browne & Aebischer 2003, Tapper 2001, Zellweger-Fischer & mtsai. 2011). Mind az EU-

ban, mind hazánkban további kutatások szükségesek, az AES-ek tényleges hatásai megismerésének érdekében folyamatos monitoring szükséges (Pe'er & mtsai. 2014).

A hazai AKG apróvadat érintő hatásának megítélése egyelőre kérdéses. Az esetleges gyengeségek mellett azonban már az AKG pusztá léte is örömteli dolog, mivel egyfajta szemléletváltást tükröz. 1-2 évtizeddel ezelőtt még nem lehetett volna nyíltan beszélni az intenzív mezőgazdaság káros hatásairól, mára pedig az azok elleni védekezés a CAP szerves részévé vált, ami már magában is óriási eredmény. Javasolom az AKG előírásainak újrafogalmazását, bővítését, különös tekintettel a megfelelő szegélyekre az apróvad állományvédelme érdekében.

A program eredményességének javítása érdekében megfontolandó az átállás az eredmény-központú támogatási rendszerre, mely nem(csak) az előírások betartását ellenőrzi, hanem a támogatást, a gazdálkodók kompenzálását az indikátorfajok állományától, valamint a megfelelő biodiverzitástól teszi függővé. Jelen dolgozat előzetes, nagy térléptékű elemzése mellett mindenképpen szükséges a kisebb térléptékű, terepi felmérés, mely által közvetlenül felmérhető az apróvad állománya és az AKG közötti tényleges kapcsolat.

6. Összefoglalás

A mezei nyúl Magyarország egyik legjelentősebb apróvadfaja, gazdasági jelentőségét jól mutatja, hogy intenzív vadászata mellett jelentős az élővad-befogás és a faj exportja is. Mindemellett a mezei nyúl állománya az elmúlt évtizedekben jelentősen csökkent mind ország-, mind Európa-szerte. Az állománycsökkenés okaiként a ragadozófajok állománynövekedésén túl, jellemzően antropogén hatások kerülnek megemlítésre, elsődlegesen a mezőgazdaság intenzifikálódása (élőhely-vesztés (területben és diverzitásban), és annak negatív hatásai: fragmentálódás, túlzott kemikália-használat, nagytáblás-, monokultúrás gazdálkodás) tehető felelőssé. Az intenzív mezőgazdaság eme negatív hatásainak, valamint a biodiverzitás csökkenésének mérséklése érdekében a 90-es évek eleje óta egyre több európai uniós tagországban indítanak különféle, célzott AES-eket változó eredménnyel. Magyarországon az ÚMVP II. tengelyeként indult el 2009-ben az AKG, melynek célja a környezetterhelés csökkentése, a fenntartható tájhasználat kialakítása. Jelen dolgozat céljai között szerepel az AKG és a mezei nyúl állományváltozása közötti kapcsolat egyik első elemzése. A dolgozat két kérdésre keresi a választ, melyek a következők: *Van-e összefüggés az AKG területek VGE-ekhez viszonyított aránya, valamint a mezei nyúl VGE-enkénti sűrűsége között? Tapasztalható-e eltérés az egyes évek között, valamint a különböző AKG területarányú VGE-k között a mezei nyúl-sűrűség tekintetében?* A kiinduló hipotézis az, hogy amennyiben a támogatási rendszer tényleges pozitív hatással bír, úgy az AKG-ben résztvevő területek arányának növekedésével a mezei nyúl állományának is javuló tendenciát kellene mutatnia, valamint az egyes évek között is statisztikai szempontból jelentős különbség lenne érzékelhető. Ezen kérdéskör elemzéséhez 482 VGE adatai kerültek felhasználásra (az összes, itt található AKG rendszerben résztvevő terület, valamint a rendszerbe tartozó szántó ill. gyepterületeinek a VGE területéhez viszonyított aránya, a vadgazdálkodók által jelentett éves teríték és állománybecslési adatok). Az elemzéshez Spearman-féle korreláció-elemzést, valamint kétszemponthus varianciaelemzést használt a szerző. Az előzetes várakozásokkal ellentétben a növekvő AKG területaránya (mind összesítve, mind külön-külön szántó ill. gyepterület kategóriákban) rendkívül gyenge kapcsolatot mutatott a különböző vadgazdálkodási egységek teríték- és állománybecslési adataival. A gyepterületek esetében – egy rendkívül gyenge, de szignifikáns – negatív korreláció mutatható ki, míg a szántó és az összesített területarány esetén a korreláció igen gyenge, pozitív (csupán a szántóterületek éves becsléseinél számít

szignifikánsnak). Amennyiben az AKG előírásai megfelelő hatást érnek el, úgy az évek során növekednie kellene a mezei nyúl állományának a hasonló AKG területarányú területeken, melyet az elemzésünk nem tudott megerősíteni. Ugyanígy, a különböző AKG területarányú VGE-k között eltérést kellene tapasztalnunk, mely szintén nem egyértelmű. Számszerűsítve a kéttényezős varianciaelemzés a következő eredménnyel szolgált: AKG gyepek, valamint a becsült állománysűrűség esetében a területarány-kategóriák ($F_1=5$, $p=5.023e-09$), és az évek ($F_2=4$, $p=0,00173$) közötti különbség szignifikáns lett, az interakció mértéke nem szignifikáns ($F_3=20$, $p=0,99993$). AKG gyepek, valamint a jelentett mezei nyúl-elejtések sűrűsége esetében a területarány-kategóriák ($F_1=5$, $p=3,274e-10$), és az évek ($F_2=4$, $p=5,736e-07$) közötti különbség szignifikáns lett, az interakció mértéke nem szignifikáns ($F_3=20$, $p=0,9982$). AKG szántók, valamint becsült állománysűrűség esetében a területarány-kategóriák ($F_1=5$, $p<2,2e-16$), és az évek ($F_2=4$, $p=0,001358$) közötti különbség szignifikáns lett, az interakció mértéke nem szignifikáns ($F_3=20$, $p=1$). AKG szántók, valamint a jelentett mezei nyúl-elejtések sűrűsége esetében a területarány-kategóriák ($F_1=5$, $p=2,270e-05$), és az évek ($F_2=4$, $p=1,291e-06$) közötti különbség szignifikáns lett, az interakció mértéke nem szignifikáns ($F_3=20$, $p=0,9972$). VGE-n belüli összes AKG-arány, valamint becsült állománysűrűség esetében a területarány-kategóriák ($F_1=5$, $p=2,011e-10$), és az évek ($F_2=4$, $p=0,00148$) közötti különbség szignifikáns lett, az interakció mértéke nem szignifikáns ($F_3=20$, $p=0,99994$). VGE-n belüli összes AKG-arány, valamint a jelentett mezei nyúl-elejtések sűrűsége esetében a területarány-kategóriák ($F_1=5$, $p=4,487e-06$), és az évek ($F_2=4$, $p=8,972e-07$) közötti különbség szignifikáns lett, az interakció mértéke nem szignifikáns ($F_3=20$, $p=0,9904$). Az eredményekből nem lehet egyértelműen eldönteni a támogatási rendszer hatásosságát, így a dolgozat nagy térléptékű elemzése mellett mindenképpen szükséges kis térléptékű, terepi felmérések végzése. A további vizsgálatnál figyelembe kell venni a kezelt és kezeletlen terület arányát, az élőhely-szerkezetet, a területek közti különbségeket és a vadgazdálkodók adatainak megbízhatóságát is. Ezekre az elemzésekre a NÉBIH megbízásából, a VMI által kivitelezett monitoring második, elemző szakaszában lesz lehetőség, melyekkel jelen dolgozat eredményei összevethetők. Javasolható továbbá az AKG előírásainak újrafogalmazása, a támogatási rendszer eredmény-központúvá alakítása, valamint az állandó monitoring-rendszer kiépítése, hogy az AKG elérhesse célját, és a programban résztvevő területeken valóban csökkenjen az intenzív mezőgazdaság környezetterhelése, valamint, hogy növekedjen a biodiverzitás, valamint az apróvad állománya.

7. Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretném megköszönni a dolgozat elkészítéséhez nyújtott tanácsadást és konzultációs lehetőséget Dr. Szemethy Lászlónak és Ujhegyi Nikolettnek, a Szent István Egyetem – Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar Vadvilág Megőrzési Intézet munkatársainak. Megköszönöm továbbá Ujhegyi Nikolett, PhD hallgató segítségét a témaválasztásban és a terepi monitoring koordinálásában, mely elemzésének előzményeként készült el a dolgozat.

Köszönetem fejezem ki a Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal felé, mely megbízásából létre jöhetett az agrár-környezetgazdálkodási támogatási rendszert érintő monitoring-program a Vadvilág Megőrzési Intézet munkája által.

Szeretném megköszönni Schally Gergely segítségét és tanácsadását, melyet a statisztikai elemzés elkészítése során nyújtott számomra.

Köszönetem fejezem ki a Vadvilág Megőrzési Intézet irányába, melynek terepi kutatómunkáiban aktívan közreműködhettem korábban és napjainkban is, és mely nélkül nem jöhetett volna létre a dolgozat.

Köszönetem fejezem ki továbbá minden hallgatótársamnak, akikkel együtt dolgozhattam az előbb említett terepi monitoring során.

Végül, de nem utolsósorban szeretném megköszönni édesanyám és menyasszonyom kitartó támogatását és noszogatását, akik nélkül nem készülhetett volna el a dolgozat.

8. Irodalomjegyzék

1. Angelici, F. M., Riga, F., Boitani, L., Luiselli, L. (1999): Use of dens by radiotracked brown hares *Lepus europaeus* - Behavioral Processes 47: 205-209.
2. Ángyán, J., Tardy, J. & Vajnáné Madarassy, A. (szerk.) (2003): Védett és érzékeny természeti területek mezőgazdálkodásának alapjai.. - Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 625
3. Benton T.G., Vickery J.A & Wilson J.D. (2003): Farmland Biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? - Trends in Ecology and Evolution 18(4): 182-188.
4. Berendse, F., Chamberlain, D., Kleijn, D., Schekkerman, H. (2004): Declining biodiversity in agricultural landscapes and the effectiveness of agri-environment schemes - Ambio. 33: 499-502.
5. Berg, A., Kvarnback, O. (2005): Preferences for different arable field types among breeding farmland bird - Ornis svec. 15: 31-42.
6. Bertóti I. (1975): A zárt rendszerű kukoricatermesztés hatása a mezei nyúl állományra – A Vadgazdálkodás Fejlesztése 15: 33-41.
7. Bíró, Zs., Katona, K., Szemethy L. (2003): A mezei nyúl táplálkozási jellegzetességei különböző magyarországi élőhelyeken - Vadbiológia 10: 68-73.
8. Bíró, Zs., Szemethy, L., Heltai, M., Csányi, S., Tóth, K. (2014): Alapozó tanulmány a mezei nyúl fajkezelési tervhez. - Szent István Egyetem, Gödöllő, pp. 152
9. Birrer, S., Spiess, M., Herzog, F., Jenny, M., Kohli, L. & Lugin, B. (2007): The Swiss agri-environment scheme promotes farmland birds: but only moderately - J. Ornithol 148 (Suppl. 2): 295-303.
10. Bracken, F., Bolger, T. (2006): Effects of set-aside management on birds breeding in lowland Ireland. - Agric. Ecosyst. Environ. 117: 178-184.
11. Broekhuizen, S. (1982): Studies on the Population Ecology of Hares in the Netherlands. - Research Institute of Nature Management, Arnhem, Hollandia, pp.
12. Brown, L. R., Renner, M., Halwell B. (szerk.) (2000): Vital signs, Worldwatch Institute, Washington D. C.
13. Browne, S.J. & Aebischer, N.J. (2003): Arable stewardship: impact of the pilot scheme on the brown hare and grey partridge after five years - Final report to Defra on Contract ref RMP1870vs3: .
14. Bunce R. G. H., Howard D. C., Barr C. J., Cummins R. C. and French D. (1994): Botanical diversity in British hedgerows. - In: Boatman, N. (szerk.). Field margins: Integrating agriculture and conservation. Monograph 58.. British Crop Protection Council, Farnham, pp.43-52.
15. Cattadori I.M., Haydon D.T., Thirgood S.J. and Hudson P.J. (2003): Are indirect measures of abundance a useful index of population density? The case of red grouse harvesting - Oikos 100(3): 417-639.
16. Chapman, J., A., Flux, J., E., C. (1990): , IUCN/SSC Lagomorph Specialist Group, Svájc
17. Council of Europe, 1979. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Heritage. Bern, Switzerland. Available at:

18. Cowan, D., P. (2004): An overview of the current status and protection of the Brown hare (*Lepus Europaeus*) in the UK. - A report prepared for European Wildlife Division , UK, pp.
19. Csányi, S. (2007): Vadbiológia. (Wildlife Biology.). - Mezőgazda Kiadó , Budapest, pp.
20. Csányi, S. (2013): Vadgazdálkodási Adattár, 1960-2013. - Országos Vadgazdálkodási Adattár , Gödöllő, pp.
21. Edwards, P.J., Fletcher, M.R., Berny, P. (2000): Review of the factors affecting the decline of the European brown hare, *Lepus europaeus* (Pallas, 1778) and the use of wildlife incident data to evaluate the significance of paraquat - Agriculture, Ecosystems and Environment 79: 95-103.
22. Eiberle, K. (1984): Zur Valenz der Witterungsfaktoren beim Feldhasen - Schweizerjäger 69: 5-60.
23. European Commission DG VI (1998): State of application of regulation (EEC) - Evaluation of Agri-Environment Programmes. IV/7655/98.www.europa.eu.int/comm/agriculture/envir/programs/evalrep/concl_en.html No. 2078/92: .
24. Faragó, S. (1997): Élőhely-fejlesztés az apróvad-gazdálkodásban. - Mezőgazda Kiadó , Budapest, pp.
25. Faragó, S. (2002): Vadászati állattan. (Game Zoology.). - Mezőgazda Kiadó , Budapest, pp.
26. Faragó, S.(2006): A mező, mint a vad otthona. - In: Faragó, S. (szerk.). Magyar Vadász Enciklopédia. Totem Plusz Könyvkiadó Kft, Budapest, pp.95-119.
27. Faragó, S.(2006): A mezőgazdálkodás és a vadgazdálkodás kapcsolata. - In: Heltay, I., Kabai, P. (szerk.). Hivatásos vadászok kézikönyve II.. Pauker Nyomdaipari Kft, ismeretlen kiadási hely, pp.8-19.
28. Faragó, S.(2006): Vadászható vadfajaink. - In: Faragó, S. (szerk.). Magyar Vadász Enciklopédia. Totem Plusz Könyvkiadó Kft, Budapest, pp.202-204.
29. Fay, F. (1998): Impact of agri-environment measures - http://www.europa.eu.int/comm/agriculture/envir/report/en/2078_en/report.htm : .
30. Frylestam, B. (1986): Agricultural land use effects on the winter diet of Brown Hares (*Lepus europeus* Pallas) in southern Sweden - Mammal Review 17: 15-161.
31. Gibb, J., A. (1981): What determines the numbers of small herbivorous mammals? - New Zealand Journal of Ecology 4: 73-77.
32. GraphPad Software (2014): InStat demo, La Jolla, USA
33. Györffy, B. (szerk.)(1993): Strategies for Sustainable Agriculture, Bacee-Ari, London-Martonvásár
34. Heltai, M. (2004): Élőhely-fejlesztés, és -javítás, egyetemi jegyzet. - Vadvilág Megőrzési Intézet , Gödöllő, pp. 96, 6-8, 58-64
35. Heltay, I.(é. n.): Vadászható emlősfajok. - In: Heltay, I. (szerk.). Vadásziskola. Hubertus Vadkereskedelmi Kft, Gödöllő, pp.107-110.
36. Jolánkai, M., Németh, T. (2002): Precíziós növénytermesztés. (Crop responses induced by precision management techniques.) - Acta Agronomica Hungarica 50: 173-178.

37. Kaiser, T. ; Rohner, M.-S. ; Matzdorf, B. and Kiesel, J. (2010): Validation of grassland indicator species selected for result-oriented agri-environmental schemes - Biodiversity and Conservation 19 (5): 1297-1314.
38. Katuzinski, J., Pielowski, Z.(1976): The effect of technical agricultural operations on the hare population. - In: Pielowski, Z., Pucek, Z. (szerk.). Ecology and Management of European Hare Poulations. Polish Hunting Association, Varsó, pp.205-211.
39. Klansek, E., Kalivodová, E., Šimonovi , V. & Kürthy, A. (1998): Landscape-ecological evaluation of the flood plain of the river March (Morava) with regard to hare (*Lepus europaeus* Pallas) and roe deer (*Capreolus capreolus* L.) - Ekológia (Pozsony) 17: 201-207.
40. Kleijn, D., Baquero, R., A., Clough, Y., Diaz, M., De Esteban, J., Fernández, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuch, A., Jöhl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E., J., P., Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T., Verhulst, J., West, T., M., Yela, J., L. (2006): Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries - Ecology Letters 9: 243-254.
41. Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R. & Gilissen, N. (2001): Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes - Nature 413: 723-725.
42. Kleijn, D., Rundlof, M., Scheper, J., Smith, H.G., Tschardtke, T (2011): Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? - Trends in Ecology & Evolution 26: 474-481.
43. Kleijn, D., Sutherland, W., J. (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? - Journal of Applied Ecology 40: 947-969.
44. Kovács Gy., Heltay I. (1993): A mezei nyúl. Ökológia, gazdálkodás, vadászat. - Hubertus Bt.és Magyar Mezőgazdaság Bt. , Budapest, pp.
45. Kovács, Gy., Búza, Cs. (1988): A mezei nyúl mozgáskörzetének jellemzői egy erdősült és egy intenzíven művelt mezőgazdasági élőhelyen - Vadbiológia 2: 67-84.
46. Krebs, C., J., Boonstra, R., Nams., V., O'Donoughe, M., Hodges, K., E., Boutin, S. (2001): Estimating snowshoe hare population density from pellet plots: a further evaluation - Canadian Journal of Zoology 79: 1-4.
47. Kujiper, D., P., J., Bakker, J., P. (2008): Unpreferred plants affect patch choice and spatial distribution of European brown hares - Acta Oecologia 34: 339-344.
48. Kunst, P., J., G., van der Wal, R., van Wieren, S. (2001): Home ranges of brown hares in a natural salt marsh: comparisons with agricultural systems - Acta Theriologica 46: 287-294.
49. Láng, I.(2004): An introduction to agri-environmental production problems. - In: Láng, I. & mtsai. (szerk.). Pollution Processes in Agri-environment. A New Approach. Akaprint Publishers, Budapest, pp.9-24.
50. Lewandowski, K., Nowarowski, J., J. (1993): Spatial distribution of brown hare *Lepus europaeus* in habitats of various types of agriculture - Acta Theriologica 38(4): 435-442.
51. Lindlöf, B. (1970): Ekologiska relationer mellan skogshare och fälthare - Zoo Revy 32(2-3): 57-60.
52. Lundström-Gilliéron, C., Schlaepfer, R. (2003): Hare abundance as an indicator for urbanisation and intensification of agriculture in Western Europe - Ecological modelling 168: 283-301.

53. MacDonald, D.W., Tattersall, F.H., Service, K.M., Firbank, L.G. & Feber, R.E. (2007): Mammals, agri-environment schemes and set-aside – what are the putative benefits? - *Mammal rev.* 37: 259-277.
54. Marboutin, E., Aebischer, N., J. (1996): Does harvesting arable crops influence the behaviour of the European hare *Lepus europaeus*? - *Wildlife Biology* 2: 83-91.
55. Marboutin, E., Peroux, R. (1995): Survival pattern of European hares in a decreasing population - *Journal of Applied Ecology* 32: 809-86.
56. Márton, M., Patkó, L., Szemethy, L., Gubányi, A., Heltai, M. (2014): Recent experience of Bioregio Carpathians project: IUCN categorization of species occurring in the Carpathian region of Hungary. - In: XIII. Wellmann International Scientific Conference. Hódmezővásárhely, Hungary, pp..
57. Mauvy, B., Péroux, R., Marboutin, E., Bray, Y. & Lartiges, A. (2002): Breeding success in European hare populations: what about space- and time-related patterns?. - In: Thomaidis, K., Kypridemos, N. (szerk.). Proceedings of IUGB XXIV. IUGB XXIV, Thessaloniki, Greece, pp.438-452.
58. McCollin D., Moore L. and Sparks T. (2000): The flora of a cultural landscape: environmental determinants of change revealed using archival sources - *Biological Conservation* 92: 249-263.
59. McLaren, G.W., Hutchings, M.R. & Harris, S. (1997): Why are brown hares (*Lepus europaeus*) rare in pastoral landscapes in Great Britain? - *Gibier Faune Sauvage* 14: 335-348.
60. Meriggi, A., Alieri, R. (1989): Factors affecting brown hare density in northern Italy - *Ethology Ecology and Evolution* 1: 255-264.
61. Mitchell-Jones, A.J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralik, V. & Zima, J. (1999): Atlas of European mammals. - Academic Press, London, pp.
62. Musters, C.J.M., Kruk, M., De Graaf, H.J., Keurs, W.J.T., (2001): Breeding Birds as a Farm Product - *Conservation Biology* 15: 363-369.
63. Nagy, I. (2006): Élővad-befogás. - In: Heltai, I., Kabai, P. (szerk.). Hivatásos vadászok kézikönyve II.. Pauker Nyomdaipari Kft, ismeretlen kiadási hely, pp.318-322.
64. Nyárai-Horváth, F., Szalai, T. (é. n.): Mezei élőhely. - In: Heltai, I. (szerk.). Vadásziskola. Hubertus Vadkereskedelmi Kft, Gödöllő, pp.51-66.
65. Oppermann, R. and Briemle, G. (2002): Blumenwiesen in der landwirtschaftlichen Förderung - *Naturschutz und Landschaftsplanung* 34: 203-209.
66. Oppermann, R. and Gujer, H.U. (2003): Artenreiches Grünland bewerten und fördern —MEKA und ÖQV in der Praxis (1). - Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, Hohenheim, pp.
67. Panek, M. & Kamieniarz, R. (1999): Relationships between density of brown hare *Lepus europaeus* and landscape structure in Poland in the years 1981–95 - *Acta Theriologica* 44: 67-75.
68. Parkes, J. (2001): Methods to monitor the density and impact of hares (*Lepus europaeus*) in grasslands in New-Zealand - DOC Science Internal Series 8, Department of Conservation 1: 13.
69. Pe'er, G., Dicks, L V., Visconti, P., Ariettaz, R., Báldi, A., Benton, T., G., Collins, S., Dieterich, M., Gregory, R., D., Hartig, F., Henie, K., Hobson, P., R., Kleijn, D., Nemann, R., K., Robijns, T., Schmidt, J., Schwartz, A., Sutherland, W., J., Turbé, A., Wuld, F., Scott, A., V.

- (2014): EU agricultural reform fails on biodiversity - Science 6 June 2014, Vol. 344, Issue 6188: 1090-1092.
70. Pielowski, Z. (1990): Über die Abhängigkeit der Besatzdichte und anderer Populationsparameter des Hasen von der Agrarstruktur und landwirtschaftlichen Aktivitäten - Beiträge Zur Jagd- und Wildforschung, 17: 147-156.
 71. Pulliainen, E., Tunkkari, P., S. (1987): Winter diet, habitat selection and fluctuation of a mountain hare *Lepus timidus* population in Finnish Forest Lapland - Holarct Ecol 10: 261-267.
 72. Reichholf, J. (1983): . - Mosaik Verlag GmbH , München, pp. 58-61
 73. Reichlin, T., Klansek, E., Hacklander, K. (2006): Diet selection by hares (*Lepus europaeus*) in arable land and it's implications for habitat management - European Journal of Wildlife Research 52: 109-118.
 74. Reiczigel J., Harnos A., Solymosi N. (2010): Biostatisztika. - Pars Kft , Nagykovácsi, pp. 462
 75. Reid, N., McDonald, R.A. & Montgomery, W.I. (2007): Mammals and agri-environment schemes: hare haven or pest paradise? - Journal of Applied Ecology 44: 1200-1208.
 76. Reid, N., McDonald, R.A. & Montgomery, W.I. (2010): Homogeneous habitat can fulfill the discrete and varied resource requirements of hares but may set an ecological trap - Biol. Conserv. 143: 1701-1706.
 77. Resources of Tinn-R GUI/Editor for R Environment
 78. Reynolds, J., C., Stoate, C., Brockless, M., H., Aebischer, N., J., Tapper, S., C. (2010): The consequences of predator control for brown hares (*Lepus europaeus*) in UK farmlands - European Journal of Wildlife Research 54: 541-549.
 79. Roedenbeck, I., A., Voser, P. (2008): Effects of roads on spatial distribution, abundance and mortality of brown hares (*Lepus europaeus*), in Switzerland - European Journal of Wildlife Research 54: 425-437.
 80. Rödel, H., G., Dekker, J., J., A. (2012): Influence of weather factors on population dynamics of two lagomorph species based on hunting bag records - European Journal of Wildlife Research 58 (1): 923-932.
 81. S. O. Petrovan, A. I. Ward and P. M. Wheeler (2013): Habitat selection guiding agri-environment schemes for a farmland specialist, the brown hare - Animal Conservation 16: 344-352.
 82. Sainte Marie, C. (2014): Rethinking agri-environmental schemes. A result-oriented approach to the management of species-rich grasslands in France - Journal of Environmental Planning and Management 57:5: 704-719.
 83. Santilli, F., Galardi, L. (2006): Factors affecting brown hare (*Lepus europaeus*) hunting bags in Tuscany region (Central Italy) - Hystrix It. J. Mamm 17, (2): 143-153.
 84. Santilli, F., Mazzoni Della Stella, R., Guerrini, A., Mori, L., Bisogno, G., Bagliacca, M. (2004): Factors affecting brown hare (*Lepus europaeus*) production in large enclosures - Game and Wildlife Science 21 (3): 471-480.
 85. Schmidt, N., M., Asferg, T., Forchhammer, M., C. (2004): Long term patterns in European brown hare population dynamics in Denmark: effects of agriculture, predation and climate - BMC Ecology 4:15: ismeretlen oldal.

86. Schneller, K., Földesi, P., Magyar, J., Neidert, D. (2007): Agrár-környezetgazdálkodási programok területi összefüggései. - Földminősítés, Földértékelés és Földhasználati Információ, Keszthely, pp. 1-10
87. Schröpfer, R., Nyenhuis, H. (1982): Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Populationsdichte des Feldhasen (*Lepus europaeus* Pallas 1778) - Zeitschrift für Jagdwissenschaft 28: 213-231.
88. Slamec̣ka, J., Hell, P. & Jurc̣ík, R. (1997): Brown hare in the west Slovak lowland - Acta Scientiarum Natura 31: 1-115.
89. Slamecka, J.(1991): The influence of ecological arrangements on brown hare population. - In: Csányi S., Ernhaft, J. (szerk.). Xth Congress of the International Union of Game Biologists. , Magyarország, pp.340-346.
90. Smith, A.T. & Johnston, C.H. (2008): *Lepus europaeus*. The IUCN Red List of Threatened Species - Version 2014.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 24 October 2014 : 1.
91. Smith, R., K., Jennings, N., V., Harris, S. (2005): A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate - Mammal Review Vol. 35. No. 1.: 1-24.
92. Smith, R.K., Jennings, N.V., Robinson, A. & Harris, S. (2004): Conservation of European hares *Lepus europaeus* in Britain: is increasing habitat heterogeneity in farmland the answer? - Journal of Applied Ecology 41: 1092-1102.
93. Stevens, D.K. & Bradbury, R.B. (2006): Effects of the Arable Stewardship Pilot Scheme on breeding birds at field and farm-scales. - Agric. Ecosyst. Environ. 112: 283-290.
94. Stoltze, M., Pihl, S. (szerk.)(1998): Gulliste 1997 over planter og dyr i Danmark. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen, Dánia
95. Strauss, E., Grauer, A., Bartel, M., Klein, R., Wenzelides, L., Greiser, G., Muchin, A., Nösel, H., Winter, A. (2008): The German wildlife information system: population densities and development of the European hare (*Lepus europaeus* PALLAS) during 2002-2005 in Germany - European Journal of Wildlife Research 54: 142-147.
96. Szemethy, L., Bíró, Zs., Kelemen, J. (2004): Összefoglaló tanulmány a mezei nyúl-gazdálkodás aktuális helyzetéről és a szükséges fejlesztésről. - SZIE Vadvilág Megőrzési Intézet, Gödöllő, pp. 1-37
97. Szöllősi, G., Ujj, A., Szentpétery, Z., Jolánkai, M. (2004): A szántóföldi növénytermesztés néhány agroökológiai aspektusa. (Some agro-ecological aspects of field crop production) - Agro-21 Füzetek 37: 77-88.
98. Tapper, S., C. (1992): Game Heritage. An Ecological Review from Shooting and Gamekeeping Records. - Game Conservancy, Hampshire, UK, pp.
99. Tapper, S., C. (2001): Technical annex VII Brown hare. Ecological Evaluation of the Arable Stewardship Pilot Scheme, 1998–2000. - Game Conservancy Trust, , Fordingbridge, Hampshire, UK., pp. 1-16
100. Tapper, S., Parsons, N. (1984): The changing status of the brown hare (*Lepus capensis* L.) in Britain - Mammal Review 14: 57-70.
101. Tapper, S., Parsons, N. (1984): The changing status of the brown hare (*Lepus capensis* L.) in Britain - Mammal Review 14: 57-70.
102. Tapper, S.C. & Barnes, R.F.W. (1986): Influence of farming practice on the ecology of the brown hare (*Lepus europaeus*) - Journal of Applied Ecology 23: 39-52.

103. Tarnawa, Á., Klupács H., Jolánkai M. (2010): Effect of agro-ecosystem components on the population dynamics of European brown hare (*Lepus Europaeus* PALLAS) - Acta Agronomica Hungarica 58 (4): 419-426.
104. Tirczka, I., Szemán, L. (2008): Mezőgazdaság védett területeken, egyetemi jegyzet. - SZIE-MKK Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Gödöllő, pp. 100
105. Tivy, J. (1997): Agricultural Ecology. - Longman Group UK, Harlow, pp.
106. Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management - Ecology letters 8: 857-874.
107. Várallyay, G., Szűcs, L., Zilahy, P., Rajkai, K., Murányi, A. (1985): Soil factors determining the agroecological potential of Hungary - Agrokémia és Talajtan 34: 90-94.
108. Vaughan, N., Lucas, E.-A., Harris, S. & White, P.C.L. (2003): Habitat associations of European hares *Lepus europaeus* in England and Wales: implications for farmland management - Journal of Applied Ecology 40: 163-175.
109. Vepsäläinen, V., Tiainen, J., Holopainen, J., Piha, M., Seimola, T., (2010): Improvements in the Finnish agri-environment scheme are needed in order to support rich farmland avifauna - Ann. Zool. Fenn. 47: 287-305.
110. Verhulst, J., Kleijn, D., Berendse, F., (2007): Direct and indirect effects of the most widely implemented Dutch agri-environment schemes on breeding waders - Journal of Applied Ecology 44: 70-80.
111. Whittingham, M.J., (2007): Will agri-environment schemes deliver substantial biodiversity gain, and if not why not? - Journal of Applied Ecology 44: 1-5.
112. Zabel, A., Holm-Müller K, (2008): Conservation performance payments for carnivore conservation in Sweden - Conservation Biology 22: 247-251.
113. Zabel, A., Roe, B., (2009): Optimal design of pro-conservation incentives – Ecological Economics 69: 126-134.
114. Zellweger-Fischer, J., Kéry, M. & Pasinelli, G. (2011): Population trends of brown hares in Switzerland: the role of land-use and ecological compensation areas - Biol. Conserv. 144: 1364-1373.
115. <http://eurlex.europa.eu/budget/data/D2009 VOL4/EN/index.html>
116. http://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/7/74/Lepus_europaeus_range_Map.png
117. http://www.wildlifeextra.com/resources/listimg/old_images/b/brown-hare@body.JPG
118. 61/2009. (V. 14.) FVM rendelet az Európai Mezőgazdasági Vidékfejlesztési Alapból nyújtott agrár-környezetgazdálkodási támogatások igénybevételének részletes feltételeiről

9. Mellékletek, függelék

1. melléklet: AKG célprogram-csoportok felosztása (forrás: a szerző saját készítésű táblázata (61/2009. (V. 14.) FVM rendelet) alapján)

Célprogramok	Szántóföldi agrár-környezetgazdálkodási célprogram-csoport						
	Integrált szántóföldi növénytermesztési célprogram	Tanyás gazdálkodás célprogram	Ökológiai – szántóföldi növénytermesztési célprogram	Szántóföldi – növénytermesztés: tűzők – élőhely-fejlesztési előírásokkal célprogram	Természetvédelmi – Szántóföldi növénytermesztés: vadgazdálkodás és daruvédelmi előírásokkal célprogram	Természetvédelmi – Szántóföldi növénytermesztés: madár- és apróvad élőhely-fejlesztési előírásokkal célprogram	Szántóföldi növénytermesztés: kék vérese élőhely-fejlesztési előírásokkal célprogram
Csoportosításhoz felhasznált szempontok							
Táblaméret (ha)	0,3-75	1-50	0,3-75	0,3-75	0,3-75	0,3-75	0,3-75
Célprogramba bevont táblanagyság		>30%					
Támogatott növények (szántóföldi, zöltség, ültetvényeszerű zöltség)	x	x >2ha	x	x	x	x	x
Tilos: rizs, energiaültetvény, energiafű, kínai nád	x	x	x	x	x	x	x
Földhasználati terv: évente	x	x	x	x	x	x	x
Középmély lazítás: 5 évente	x	x	x			x	
Vetésváltás az AKG szabályai szerint	x	x	x	x	x	x	x
Vetésszerkezet	Oszt. búza: kukorica: napraforgó	<60%	<50%	<50%			
	Pillangós	>10%	>10%	>10%	>20%	>20%	>20%
	Kalászos gabona				>20%	>30%	<30%
	Kukorica				>20%		
	Zöld ugar				>20%	>10%	>20%
	Őszi káposztarepce				>10%		
	Egyéb kultúra				<20%	<25%	<20%
Zöldtrágyázás	Másodvetésben is	x	x	x			
	5 év alatt egyszer	x	x	x			
Növényvédőszer	Nem engedélyezett						x
	Környezetkímélő	x	x		x	x	x
Mozaikos – kisparcellás növénytermesztés		x					
Szennyvíz és hígtrágya tiltása				x	x	x	x
Öntözés és melioráció tiltása				x	x	x	x
Rágcsálószeres és talajfertőtlenítők tiltása				x	x	x	x
Rovarölő-szerek nem alkalmazhatók, kivéve a repce, a mustár, illetve az olajretek rovarirtását				x	x	x	x
Március 1. és július 31. között a munkavégzés kizárólag napkelte után napnyugtáig megengedett				x			x
Betakarítási és kaszási korlátozás fokozottan védett fajok fészke esetén				x	x	x	x
Talált fészkek körül védterület				x			
5 éven belül teljes területen élő szálaspillangós takarmánynövényeket				x			x
Tápanyag-utánpótlás tilos				x			x
Nitrogén-hatóanyag korlát				<90kg/ha	<90kg/ha	<90kg/ha	<90kg/ha
Lucerna felületére 5 év egyszer				x			x aug-szept
Felület							
Kaszálatlan területek				5-10%	5-10% közepén	5-10% szélel érintve	5-10% széleken
Madárbarát kaszálás				x	x	x	x
Vadriasztó lánc				x	x	x	x
Kaszálási időkorlát				x			x
Kaszálási idő bejelentése				x	x	x	x
Vegyszermentes táblaszegély				x		x	x
Repcén hó-eltakarítás				x			
Tarló meghagyása kalászos gabonák esetében				x			
Kukorica 10% szárazítani és kint hagyni					x		
Gyomirtószer korlát						évente 1x	
Kaszálást eltérő napokon végezni							x
Műtrágyázás tilos							

. Folytatás a következő oldalon.

Célprogramok	Gyepgazdálkodási agrár-környezetgazdálkodási célprogram-csoport					
	Extenzív gyepgazdálkodási célprogram	Ökológiai – gyepgazdálkodási célprogram	Gyepgazdálkodási – természetvédelmi zónális célprogramok		Szántóföldi gazdálkodás gyepgazdálkodássá alakításának célprogramjai	
Csoportosításhoz felhasznált szempontok			Gyepgazdálkodás: tüzok élőhely- fejlesztési előírásokkal célprogram	Gyepgazdálkodás: élőhely-fejlesztés előírásokkal célprogram	Környezetvédelmi célú gyeptelepítési célprogram	Természetvédelmi célú gyeptelepítési célprogram
Táblaméret (ha)	>0,3	>0,3	>0,3	>0,3	>0,3	>0,3
Célprogramba bevont táblanagyság						
Támogatott növények (szántóföldi, zöldség, ültetvényyszerű zöldség)						
Tilos: rizs, energiaültetvény, energiafű, kínai nád						
Földhasználati terv: évente						
Középmély lazítás: 5 évente						
Vetésváltás az AKG szabályai szerint						
Vetésszerkezet	Ősz búza: kukorica: napraforgó					
	Pillangós					
	Kalászos gabona					
	Kukorica					
	Zöld ugar					
	Őszi káposztarepce					
Zöldtrágyázás	Egyéb kultúra					
	Másodvetésben is 5 év alatt egyszer					
Növényvédőszer	Nem engedélyezett				x	
	Környezetkímélő					
Mozaikos – kisparcellás növénytermesztés						
Szennyvíz és hígtrágya tiltása	x		x	x		
Öntözés és melioráció tiltása	x	x	x	x		
Rágcsálószeres és talajfertőtlenítők tiltása						
Rovarölő-szerek nem alkalmazhatók, kivéve a repce, a mustár, illetve az olajretek rovarirtását						
Március 1. és július 31. között a munkavégzés kizárólag napkeltétől napnyugtáig megengedett			x			
Betakarítási és kaszálási korlátozás fokozottan védett fajok fészke esetén			x	x		
Talált fészkek körül védterület						
5 éven belül teljes területen éveli szálas pillangós takarmánynövényeket						
Tápanyag-utánpótlás tilos	x					
Nitrogén-hatóanyag korlát						
Lucerna felülvetése 5 év egyszer						
Felülvetés	tilos	tilos	tilos	x	1 / 10 évente	
Kaszálatlan területek			x	x		
Madárbarát kaszálás			x	x		
Vadriasztó lánc			x	x		
Kaszálási időkorlát	1/év	1/év	1/év	1/év	min. 2/ év	x
Kaszálási idő bejelentése			x	x	x	x
Vegyszermentes táblaszegély						
Repce hó-eltakarítás						
Tarló meghagyása kalászos gabonák esetében						
Kukorica 10% szárazúzni és kint hagyni						
Gyomirtószer korlát	x		x	x	1 / év	1 / év
Kaszálást eltérő napokon végezni						
Műtrágyázás tilos	x	x	x	x	x	

10. Nyilatkozat

Alulírott Keller Norbert, a Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar Vadgazda-mérnöki Msc szak nappali tagozat végzős hallgatója nyilatkozom, hogy a dolgozat saját munkám, melynek elkészítése során a felhasznált irodalmat korrekt módon, a jogi és etikai szabályok betartásával kezeltem. Hozzájárulok ahhoz, hogy dolgozatom egyoldalas összefoglalója felkerüljön az Intézet honlapjára.

A dolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: *nem*.

Gödöllő, 2014. november hó 03. nap

.....

hallgató aláírása

A dolgozat készítőjének konzulense nyilatkozom arról, hogy a dolgozatot áttekintettem, a felhasznált irodalmat a hallgató korrekt módon, a jogi és etikai szabályok betartásával kezelte, a dolgozatot TDK konferencián történő védelemre javaslom.

A szakdolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: *nem*.

Gödöllő, 2014. november hó 03. nap

.....

témavezető aláírása