

Folyamatszemléleti lehetőségek az agro-ökoszisztémák modellezésében

Doktori (PhD) értekezés

Ladányi Márta

Témavezető:

Dr. Harnos Zsolt, MHAS, egyetemi tanár

BCE, Kertészettudományi Kar, Matematika és Informatika Tanszék

Szakmai konzulens:

Dr. Hufnagel Levente, PhD, egyetemi adjunktus

BCE, Kertészettudományi Kar, Matematika és Informatika Tanszék

**Budapesti Corvinus Egyetem
Matematika és Informatika Tanszék
2006**

A doktori iskola

megnevezése:	Tájépítészet és Döntéstámogató Rendszerek
tudományága:	Agrártudományok
vezetője:	Prof. Dr. Harnos Zsolt, MHAS, egyetemi tanár BCE, Kertészettudományi Kar, Matematika és Informatika Tanszék
Témavezető:	Prof. Dr. Harnos Zsolt, MHAS, egyetemi tanár BCE, Kertészettudományi Kar, Matematika és Informatika Tanszék

Szakmai konzulens:

Dr. Hufnagel Levente, PhD, egyetemi adjunktus
BCE, Kertészettudományi Kar, Matematika és Informatika Tanszék

A jelölt a Budapesti Corvinus Egyetem Doktori Szabályzatában előírt valamennyi feltételnek eleget tett, az értekezés műhelyvitájában elhangzott észrevételeket és javaslatokat az értekezés átdolgozásakor figyelembe vette, ezért az értekezés nyilvános vitára bocsátható.

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
A témavezető jóváhagyása

A Budapesti Corvinus Egyetem Élettudományi Területi Doktori Tanács 2006. február 21-i határozatában a nyilvános vita lefolytatására az alábbi bíráló Bizottságot jelölte ki:

BÍRÁLÓ BIZOTTSÁG:

Elnöke:

Fekete András, DSc, Budapesti Corvinus Egyetem

Tagjai:

Berzsenyi Zoltán, DSc, MTA MKI, Martonvásár

Jolánkai Márton, DSc, Szent István Egyetem

Huzsvai László, PhD, DEATC

Reiczigel Jenő, PhD Szent István Egyetem

Opponensek:

Kovács Géza János, CSc, MTA TAKI

Tőkei László, CSc, Budapesti Corvinus Egyetem

Titkár:

Ittész András, PhD, Budapesti Corvinus Egyetem

TARTALOMJEGYZÉK

I. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS	1
A. Egy agro-ökológiai táplálékhálózati rendszer populációdinamikai biomasszamodellje	3
B. Fenológiai modell	3
C. A kukorica- és búzatermesztés kockázatának vizsgálata	3
II. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	5
A. Klasszikus ökológiai modellek	5
1. Bevezetés	5
2. Stabilitás	5
3. Determinisztikus és sztochasztikus modellek	6
4. Egyszerű modellek	6
Modellek késleltetett visszacsatolás nélkül	6
Volterra- és Leslie-típusú modellek	6
Az általánosabb Rosenzweig-MacArthur-féle modell	7
Modellek késleltetett visszacsatolással	8
Folytonos idejű modellek	8
Diszkrét idejű mátrixmodellek	9
Diszkrét generációs ragadozó–zsákmány-modellek	9
A fejlődés okozta késleltetés a ragadozó–zsákmány-modellekben	9
Parazita–gazda-modellek	9
Melegvérű ragadozó–zsákmány-populációk önkorlátozás nélkül	10
5. A versengés modellezése	11
6. A migráció modellezése	11
7. A komplexitás és a stabilitás kapcsolata	12
8. Az evolúció és a stabilitás kapcsolata	14
B. A modellezés fejlődésének új iránya: a szimulációs modellek	15
1. Bevezetés	15
2. A szimulációs modellek specifikumai	15
3. A modellező munka főbb lépései – a modellek értékelése	16
4. Növényi növekedési szimulációs modellek	17
5. Populációdinamikai szimulációs modellek	17
A populációdinamikai szimulációs modellek speciális területei	17
A populációdinamikai szimulációs modellek speciális alkalmazási területei	19
A populációdinamikai szimulációs modellezés során alkalmazott legfontosabb módszerek	20
6. Időjárási szimulációs modellek és scenáriók	21
7. A szimulációs modellek által teremtett új lehetőségek	22
A klímaváltozás hatásának vizsgálata	22
A klímaváltozás hatása a termesztett növényekre	23
A klímaváltozás hatása a rovar-(kártévő-)populációkra	23
A klímaváltozás rovar-(kártévő-)populációkra gyakorolt hatásának mezőgazdasági aspektusai	24
A döntéstámogató rendszerek	25
8. Szimulációs modellek a világ különböző tájairól	26

Időjárás-generátorok	26
Talaj-időjárás-modellek	26
Talaj-növény-időjárás-modellek	27
Populációdinamikai, illetve növény-kártevő-modellek.....	29
Oktatás céljából készült szimulációs modellek.....	29
Szaktanácsadás, döntéstámogatás	30
A szimulációs modellek összehasonlítása	31
9. Magyar modellek, magyar modellezők	31
C. A kockázat szerepe a döntésekben.....	33
1. A kockázat figyelembevételének szükségessége az agrárgazdaságban	33
2. A kockázatelemzés alapjai	33
3. A kockázatelemzés feladatai, lépései	34
4. A kockázatelemzés legfontosabb elemei.....	35
Kockázat és bizonytalanság	35
Árnyékkockázat (downside risk).....	35
A döntési fa.....	35
A döntési fa elemzése.....	36
A döntés axiómái	37
A hasznossági függvény (utility function).....	38
5. A kockázatelemzéshez használt adatok kezelése	38
A rendelkezésre álló információ túlságosan kevés.....	38
Szakértői vélemények felhasználása: a Delphi-módszer	39
Relatív gyakoriság – szubjektív valószínűség	39
A Bayes-módszer	39
Eloszlások meghatározása kevés adat esetén	40
Szimulációs módszerek	40
A fuzzy-logika alkalmazása	40
Az adatok térbeli és időbeli aktualizálása.....	41
A Phyllips-módszer	41
Nem független valószínűségi változók kezelése.....	42
A sztochasztikus függőség becslése	42
A regresszióanalízis.....	42
Adatkezelés, információnyerés sokváltozós statisztikai módszerekkel	43
A klaszteranalízis	43
A faktoranalízis	44
A kanonikus korrelációelemzés	44
6. A kockázatvállaláshoz fűződő személyes viszony (risk aversion) és a hasznossági függvény.....	44
A kockázatvállaláshoz fűződő személyes viszony	44
A személyes hasznossági függvény meghatározása	45
Az abszolút és relatív kockázati averzió a tőke függvényében	46
Általános hasznossági függvények.....	47
Kockázati averzió a veszteség-nyereség és a megtérülés függvényében	48
A kockázati averzió jelentősége.....	48
Hasznossági függvény és kockázati averzió csoportos döntés esetén.....	49
Hatásossági kritériumok	49
Az E,V-hatásossági kritérium.....	49
A hasznossági függvényen alapuló kritérium	50

Sztochasztikus dominancia	51
Általánosított sztochasztikus dominancia	51
7. Módszerek a kockázatelemzésben	52
Sztochasztikus szimuláció	52
A Monte Carlo-módszer	52
A Latin hiperkocka-módszer	52
A Taylor-sor-módszer	52
Matematikai programozás	53
A sztochasztikus szimuláció és az optimalizálás kombinálása	53
8. Szoftverek a kockázatelemzésben	53
Solver	53
@Risk	53
Tree Age Pro	54
What'sBest!	54
III. ANYAG ÉS MÓDSZEREK	55
1. Anyag	55
Platánfa és csipkés poloska- populációegyüttesek	55
Időjárási adatok	56
Szcenáriók	56
Megyei terméseredmények	57
2. Módszerek	57
Modellezés	57
Kockázatelemzés	58
IV. EREDMÉNYEK	59
A. Egy agro-ökológiai táplálékhálózati rendszer populációdinamikai biomasszamodellje és szimulációja	59
1. Bevezetés	59
2. A modell általános leírása	59
3. A táplálékhálózat populációdinamikai modellje	60
Az aktivitási tényező	60
Konstans-típusú aktivitási tényező	60
Lineáris-típusú aktivitási tényező	60
Exponenciális-típusú aktivitási tényező	60
A predációs tényező	63
A táplálékmenyiségtől függő tényező	65
4. A modell értékelése	67
5. Egy esettanulmány	68
A modell szimulációs eredményeinek ismertetése az 1980-ban Debrecenben mért napi középhőmérsékleti adatok alapján	68
A modell öt éves időtartamú szimulációs eredményeinek ismertetése az 1980-84-ben Debrecenben mért napi középhőmérsékleti adatok alapján	70
B. A fenológiai modell	73
1. Bevezetés	73
2. Az aktivitási tényező és a kumulált aktivitás	73
3. A simított karakterisztikus függvény	77
4. A fenofázisonkénti egyedszám	80
5. A csipkés poloska várható fenológiai mintázata a klímaváltozási szcenáriók tükrében	82

<i>Az aktivitási tényező</i>	83
<i>Az simított karakterisztikus függvény</i>	83
<i>Az fenofázisonkénti egyedszám</i>	87
<i>Az imágók és lárvák levelenkénti átlagos száma</i>	89
6. A fenológiai modelláltalánosítási lehetőségei	91
<i>Általánosított fenológia, általánosított karakterisztikus függvény</i>	91
<i>Általánosított biomasszamodel</i>	92
<i>Általánosított fenofázisonkénti egyedszámfüggvény</i>	92
C. A kukorica- és búzatermesztés kockázatának vizsgálata egy új sztochasztikus hatásossági módszerrel	94
1. Bevezetés.....	94
2. A kukorica terméskockázatának vizsgálata Magyarország négy megyéjére (1951-1990)	94
<i>A terméseredmények regressziós közelítése</i>	94
<i>A Phyllips-módszerrel aktualizált adatok</i>	97
<i>A hatásossági kritériumok</i>	97
Sztochasztikus dominancia, <i>E, V</i> - hatásosság és a hasznossági függvényen alapuló kritérium	98
A sztochasztikus hatásosság.....	99
3. A búza terméskockázatának vizsgálata Magyarország négy megyéjére (1951-1990)	102
<i>A terméseredmények regressziós közelítése</i>	102
<i>A Phyllips-módszerrel aktualizált adatok</i>	103
<i>A hatásossági kritériumok</i>	103
Sztochasztikus dominancia, <i>E, V</i> - hatásosság és a hasznossági függvényen alapuló kritérium	104
A sztochasztikus hatásosság.....	105
D. Az új eredmények rövid áttekintése	107
V. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK	109
VI. ÖSSZEFOGLALÁS / SUMMARY	111
IRODALOMJEGYZÉK	113
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁSOK	137
FOGALMAK ÉS JELÖLÉSEK	139

I. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS

A természetes és az ember által befolyásolt ökoszisztémák mindenkori állapota és állapotváltozásai alapvetően meghatározzák az emberi társadalom létfeltételeit. Az ökológiai kutatások éppen ezért kiemelkedő társadalmi jelentőséggel bírnak úgy a mezőgazdaság, mint a környezet- és természetvédelem, a vízügy és a közegészségügy területén (Bánkővi et al., 1991).

Az ökológia mint tudomány elnevezését Haeckel használta először 1866-ban az élőlények és környezetük kapcsolatát vizsgáló fiziológiai szakterület megjelölésére, a maitól tehát még lényegesen eltérő módon. A mai szóhasználatban szereplő „ökológia” alapjai Clements (1916, 1928), Volterra (1926, 1931), Lotka (1925), Elton (1927), Gause (1934), Lindeman (1941, 1942) és Allee (1911, 1932, 1949) viszonylag egységesebb szemléletű, a klasszikus természetrajzban gyökerező munkásságával a 20. század első felétől kezdtek kirajzolódni. A kezdeti, egységesebb szemléletmódot hamar felváltotta a túlzott specializáció, amely tudománytörténetileg három fő módszertani iskola kialakulásához vezetett. A 20. század második felétől a *megfigyelésen alapuló*, a *kísérletes* és az ún. *elméleti ökológia* már egészen különböző utakon járt, holott a korai művekben a három módszertani lehetőség eredményei még egymást kiegészítve, egymással egységben jelentek meg.

A természetes ökoszisztémák zavarásmentes *megfigyelésin alapuló* ökológiai munkák számos nélkülözhetetlen alapadatot tárnak fel, de mivel a leírásnál megállnak, a jelenségek értelmezésével általában adósok maradnak. A *kísérleti* munkákban a vizsgálat középpontjában már nem egy leírandó jelenség, hanem egy konkrét, szűken megfogalmazott hipotézis áll. Ezekre a vizsgálatokra tehát nem az új ismeretek széleskörű feltárása, hanem partikuláris hipotézisek nagyon pontos tesztelése jellemző.

Az ökológiai vizsgálatok harmadik fő vonalát a modellező ökológia jelenti, amelyet gyakran az *elméleti ökológia* névvel illetnek. Sajnos az elméleti jelző nemcsak a fogalmak tisztaságát, hanem gyakran az eredmények gyakorlatban való alkalmazhatatlanságát is jelenti.

Mára a modellező ökológusok céljaik és szemléletük szerint is több különböző irányba rendeződtek.

Az ökológiai modellezés *célja* szerint alapvetően két út bontakozott ki: *stratégiai* és *taktikai*. A stratégiai modellezők lényegében a szűkebb értelemben vett elméleti ökológusokat foglalják magukba. A stratégiai modellek matematikailag tiszták, oktatási vagy jelenségmagyarázati célra kiválóan használhatók, ámde ritkán prediktívek. Ezzel szemben a taktikai modellezők célja valamilyen valós jelenség lehető legpontosabb prezentációja. Ebből következően a taktikai modellek a gyakorlatban nagyon hasznosak, ugyanakkor az egyes matematikai műveletek jelentése nem kellően egzaktul definiált.

A *folyamatszemléletük* szempontjából úgy a taktikai, mint a stratégiai modellek lehetnek *sztochasztikusak* és *determinisztikusak*. Az ökológia legkorábbi explicit modelljei determinisztikusak voltak (Lotka, 1926, Volterra, 1931a;b), vagyis olyanok, melyben a modellezett folyamat egy korábbi állapota egyértelműen meghatározza a későbbi állapotokat. Számos esetben azonban a valós folyamatok nem írhatók le determinisztikus modellekkel, mert az ilyen modellek felépítése során kénytelenek vagyunk fontos ok-okozati összefüggéseket elhanyagolni. Lényegében az így keletkezett vágásfelületet nevezzük véletlennek. A modellezés során azonban sokszor éppen a véletlen jelenségek jellemzése lehet az egyik legfontosabb elem. A sztochasztikus modellezés a véletlen tömegjelenségek eloszlásának predikciójával foglalkozik (Ladányi, 1995).

A *modellfejlesztés kiindulópontja* szerint *szimulációs* és *statisztikus* modelleket különböztetünk meg. A szimulációs modellek jól megfogalmazott hipotéziseket írnak át a

matematika nyelvére. A statisztikai modellek viszont a megfigyelt alapadatok viselkedéséhez illesztenek általában egyszerű függvényyszerű struktúrákat. Nyilvánvaló, hogy mindkét megközelítés fontos és hasznos, de igazán hatékony előrelépést a két szemlélet ötvözése eredményezhet.

A *tér- és időszemlélet* tekintetében a fenti típusú modellek mindegyike lehet *implicit* és *explicit*. Implicit megközelítésnek nevezzük az elhanyagolásnak azt a formáját, amikor valamilyen hatótényezőt, esetleg magát a teret vagy az időt figyelembe vesszük ugyan, de nem kezeljük változóként. Ezzel szemben a térben, illetve időben explicit modellek térbeli/időbeli változók viselkedését is kezelik.

Úgy az *idő*-, mint a *térszemlélet* szempontjából beszélhetünk *diszkrét*, illetve *folytonos* skálák használatáról. A folytonos skálán leírt modellek előnye, hogy analitikus eszközökkel általában kezelhetőbbek, hátrányuk viszont, hogy szimulációra csak előzetes diszkrétizáció után alkalmasak. A diszkrét modellek közvetlenül alkalmazhatók szimulációra, ámde a diszkrét időszemlélet olyan jelenségekhez is vezethet, amelyek nem a rendszer sajátosságából, hanem a modell diszkrét jellegéből fakadnak (káosz, határciklusok). A diszkrét modellben a szimuláció során tapasztalt bonyolult jelenségek nem nyilvánvalóan ismerhetők fel közvetlenül a modell alakjából.

Az ökológiai kutatásokban való döntő áttörés – ami iránt fokozódó társadalmi igény van megjelenőben – egyik lehetséges útja a különböző modellezési technikák és az egyéb vizsgálati módszerek előnyeinek egyesítése először az egyes ökoszisztémákkal, végül pedig a teljes bioszférával kapcsolatban. Ezen kívánatos áttörésnek azonban még számos technikai akadály áll útjába:

- Az ökoszisztémákkal kapcsolatos állapotjelzőkre és hatótényezőkre vonatkozó alapadatok gátolt elérhetősége, illetve teljes hiánya, másrészt pedig az esetlegesen meglévő adatok igen gyakran nem eléggé összerendezett struktúrája.
- Az interdiszciplináris együttműködések zavarai, ezzel összefüggésben a felgyülemlett tudásanyag áttekinthetetlensége.
- Szemléleti korlátok.

Jelen dolgozat általános célkitűzése az volt, hogy ebben a kérdéskomplexumban előrelépést kezdeményezzen. Minthogy azonban az adatok és az alkalmazott technikák egységes rendszere még nem alakult ki, ezért álláspontom szerint az első lépéseket metodikai hangsúlyú esettanulmányok formájában szükséges megtenni.

A kutatók számára ma már a világ minden táján vitathatatlan, hogy Földünk éghajlatában változás következik be. Ez a folyamat minden kétséget kizáróan már meg is kezdődött. A változás általános mikéntjének alapelveiben is többé-kevésbé egységesek az álláspontok. Annál jobban különböznek azonban a részletekről való elképzelések, különös tekintettel a Föld egy-egy kisebb, speciális régiójára vonatkoztatva. A magyar agrárkutatókat és -szakembereket (a talajtan, a növénytan, a rovarstan, a meteorológia és a mezőgazdaság területén (együtt-)dolgozó szakértőket, mérnököket, biológusokat, matematikusokat) mégis elsősorban ezek az apró részletek érdeklik a legközelebből. Nincs könnyű dolguk, és emellett nem kis felelősségük van abban, hogy a klímaváltozással együtt élve egyrészt jól működő leíró-előrejelző rendszereket alkossanak, másrészt meghatározzák a megváltozott körülményekre való optimális felkészülési-válaszadási stratégiákat.

Munkánk során e témában három, egymással összefüggésben álló konkrét feladatot tűztünk magunk elé.

A. Egy agro-ökológiai táplálékhálózati rendszer populációdinamikai biomasszamodellje

A környezetvédelem és az optimális gazdálkodás összehangolása céljából a növény-időjárás-kártevő rendszert mint komplex ökoszisztémát vizsgáltuk. Ezzel összhangban egy egyszerűsített táplálékhálózatnak egy olyan szezonális populációdinamikai modellezését tűztük ki célul, amelyben a teljes agro-ökoszisztémára gyakorolt külső hatásokat és a populációk közötti kölcsönhatásokat is vizsgálni tudjuk. Biomassza alapú modellünkben elsősorban az időjárás szezonális mintázatát, valamint a rendszerben rejlő biotikus kölcsönhatásokat kívántuk figyelembe venni, de a modell szerkezetét úgy terveztük, hogy egyéb hatások vizsgálata is könnyen beépíthető legyen.

B. Fenológiai modell

A növénytermesztés és -védelem jövőjének kutatása egyszerre kívánja meg az egyre specifikusabb és az általános modellek tervezését, illetve azok alkalmazható formában való megalkotását. Magyarországon a kutatások még sok betöltetlen űrt tartalmaznak. Amellett, hogy hazánkban a növények fiziológiájával kapcsolatos, illetve a talaj fizikáját pontosan és részletesen ábrázoló, időjárási paraméterektől függő modellek szép számmal születtek és születnek, a kártevők modellezése indokolatlanul háttérbe szorult. Történt mindez annak ellenére, hogy a kártevő populációk, illetve a kártevők fejlődésmenetének (fenológiájának) térbeli és időbeli dinamikus modellezésének intenzív kutatása a precíziós növényvédelem egyik kulcsfontosságú elemévé válhat. Munkánk második céljaként az ebben a témában való előrelépést határoztuk meg. Ennek keretében egy ökológiai rendszer egyes populációinak napi biomasszamennyisége, a napi időjárási adatok és a populációk fenológiai és más biológiai tulajdonságai alapján a populációk egyes fenofázisainak napi egyedszámának meghatározását tűztük ki célul.

A felépített szimulációs modell egy részrendszerének paramétereit négy budapesti csipkésposloska-populáció (*Corythuca ciliata*) adataival kívántuk kalibrálni és további vizsgálatok alá vetni.

Terveink közé vettük továbbá a klímaváltozás rovarpopulációkra gyakorolt hatásának vizsgálatát is a nemzetközileg legáltalánosabban elfogadott időjárási scénáriók alapján.

C. A kukorica- és búzatermesztés kockázatának vizsgálata

Az agrárgazdaságban fellépő kockázatot több szempontból lehet megközelíteni, attól függően, hogy milyen a kockázatban résztvevő személy(ek) szerepe a kockázatban. Mást és mást jelent a kockázat a gazdálkodóknak, a gazdálkodók tanácsadóinak, a piaci vállalatoknak, az agrárkutatóknak, illetve a politikai hatalommal rendelkező testületeknek, személyeknek. Korunk kockázatelemző szakembereinek az a legsürgetőbb feladata, hogy az információs és elektronikus lehetőségeket, a tudományos kutatási eredményeket és a fejlett technológiák által nyújtott előnyöket felhasználva meggyorsítsák a döntéstámogatás alkalmazásának elterjedését. Ha sikerülne kialakítani a tanácsadás könnyen hozzáférhető rendszerét, akkor a kockázatban résztvevő személyek az agrárgazdaságnak többé már nem elszigetelt elemei, hanem egymást segítő, támogató, egymás eredményeit messzemenően alkalmazni képes fejlesztői lehetnének.

A kockázatelemzés és a matematikai modellezés szoros összefüggését felismerve munkánk harmadik céljaként a kukorica- és búzatermesztés kockázatának vizsgálatát tűztük ki. Igazolni kívántuk, hogy

1. Magyarországon az említett szántóföldi növények termesztésének kockázata az 1950-től 1990-ig terjedő időszakban a döntéshozóknak a kockázatvállaláshoz való viszonyának (*risk aversion*) mértékétől majdnem teljesen függetlenül emelkedett.
2. A kockázat emelkedése egyes helyeken jelentős.

3. A kockáztnövekedés üteme helyenként gyorsult is.

A 90-es éveket követő további vizsgálatainknak elsősorban a megfelelő megyei adatok sajnálatos hiánya vetett gátat.

Eredményeinket olyan formában kívánjuk bemutatni, hogy azok közvetlen és közvetett alkalmazási lehetőségei az olvasó számára világosan körvonalazódjanak.

A dolgozatban az új eredmények bemutatásán kívül kiemelten fontosnak tartottuk, hogy a témában igen szerteágazó, Magyarországon még kevésbé elterjedt, és a munkánk során sokat használt szakmai háttérrel a szokottnál talán valamivel részletesebben bemutassuk anélkül, hogy a mennyiségi kereteket túllépnénk.

Meggyőződésünk, hogy Magyarországon ma megvan az esélye annak, hogy a különböző diszciplínákban kutató szakemberek intenzív összefogással megteremtsék a fenntartható mezőgazdaság jövőbeli új lehetőségeit, s ennek sikere létfontosságú a következő nemzedékek számára. Munkánkat ezzel a céllal és tudattal végeztük.

II. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

A. Klasszikus ökológiai modellek

1. Bevezetés

A biológiai törvényszerűségek matematikai leírásának klasszikusai Lotka és Volterra. Lotka 1925-ben az élőlények energiaáramlását írta le első ízben, Volterra 1926-ban egy egyedszámra vonatkozó populációdinamikai modellt alkotott. 1954-ben Lack vezetett be először géntípusú változókat. A gének hatásának első modellezői között szerepel MacArthur és Wilson (1967), a genetikai és fiziológiai változók együttes alkalmazása Lewontin (1961) és Levins (1968) nevéhez fűződik.

Két vagy több faj kölcsönhatásait más-más módon írjuk le attól függően, hogy a kísérletek / megfigyelések izolált körülmények között, vagy egy összetett ökológiai rendszerben történtek-e. Elton 1958-ban már a fajoknak egy teljes ökológiai rendszertől való függését írta le. A klasszikus kölcsönhatási csoportosítást alkalmazva megkülönböztetett kompetíció- (versengő-) típusú (mindkét fél számára hátrányos), ragadozó–zsákmány-típusú (a ragadozó számára előnyös, a zsákmány számára hátrányos) és kölcsönösen segítő (mindkét fél számára előnyös típusú) kölcsönhatásokat. Lemon 1963-ban megalkotja az első klasszikus energia- és vízáramlási modelljét egy általános növénypopulációra.

2. Stabilitás

Az ökológiai modellek stabilitásvizsgálatával először Volterra foglalkozott 1931-ben, de a stabilitáselmélet atyjai között Lewontin nevét is fel kell sorolnunk (1969).

Egy ökológiai rendszerben együtt élő n különböző faj egyedszámát egy R^n -beli vektorral ábrázolhatjuk. Ekkor az R^n tér minden egyes pontjába „rajzolható” egy irány(vektor), mely azt mutatja, hogy ha a rendszert adott időpontban ebben a pontban találjuk, akkor innen merre mozdul el. (A vektornak tehát csak az iránya érdekes, zérustól eltérő hossza nem lényeges.) Ezen irány(vektorok) együttesen ún. trajektóriákat határoznak meg a térben, melyek a rendszer hosszútávú viselkedését írják le. Ez a viselkedés akkor egyértelmű, ha egy ponthoz csak egyetlen irány(vektor) tartozik.

Egyensúlyi pontnak vagy helyzetnek nevezzük egy rendszernek azt a pontját, amelybe ha a rendszer egy adott időpontban belekerül, és külső hatás nem éri, akkor ott is marad. Más szóval: ebben a pontban az irány(vektor) hossza zérus (az irány „önmagára mutat”). Egy egyensúlyi pont *Ljapunov*-féle értelemben stabil, ha innen enyhén kimozdítva a rendszer a pont közelében marad; aszimptotikusan stabil, ha ezen felül a rendszer ugyanabba az egyensúlyi pontba vissza is tér. Ha egy rendszer nem stabil, akkor instabil.

Megkülönböztetünk globális és lokális egyensúlyi helyzetet. A globális egyensúlyi helyzetet a rendszer bármely pontból indulva előbb-utóbb eléri, s ott is marad. Egy lokális egyensúlyi helyzetet csak annak bizonyos környezetéből ér el a rendszer. Lokális egyensúlyi helyzetből több is lehet.

Egy rendszer hosszútávú viselkedés szempontjából négyféle lehet: konvergens vagy divergens oszcilláló rendszer, illetve konvergens vagy divergens monoton rendszer. (Ökológiai modelleknél a matematikában előforduló ötödik fajttal, az ún. konstans oszcillációval csak ritkán találkozunk, az ilyen típusú modell szerkezetileg instabil, az agrár-ökoszisztémák esetében létezésük nem merül fel.)

3. Determinisztikus és sztochasztikus modellek

A legegyszerűbb típusú $\frac{dN}{dt} = aN$ determinisztikus modellel Bartlett foglalkozott 1966-ban, összehasonlítva a $\frac{dN}{dt} = (a + y(t))N$ sztochasztikus megfelelőjével, és megállapította, hogy ha a determinisztikus modell stabil, akkor a sztochasztikus modell nagy valószínűséggel hosszú élettartamot ígér a rendszernek. (N jelölhet biomassa-, egyedsűrűség- vagy egyedszám-típusú „populációváltozót”, t az időt, a pedig egy konstans; $y(t)$ egy véletlentől függő (sztochasztikus) valószínűségi változó.) Az utóbbi sztochasztikus modellt May vizsgálta 1971-ben. Az $E(y(t)) = 0$, $D^2(y(t)) = \sigma^2$ jelöléseket bevezetve megállapította, hogy ha $\sigma^2 > 2a$, akkor a rendszer 1 valószínűséggel kihal. Ugyanerre az eredményre jutott Lewontin és Cochen is már 1969-ben, véges differenciaegyenlet-rendszerekre.

Egy általános $\frac{dN}{dt} = g(N, y_1(t), y_2(t), \dots, y_n(t), \dots)$ -típusú differenciálegyenletet vizsgálva a sztochasztikus modellnél talált stabil egyensúlyi valószínűségi eloszlás pontosan megfelel a determinisztikus modellnél talált stabil egyensúlyi pontnak. Az egyensúlyi valószínűség-eloszlására vonatkozó számításokat Kimura végezte 1964-ben. Levins (1969, 1970) a determinisztikus és sztochasztikus rendszereket összehasonlítva megállapította, hogy a sztochasztikus rendszerben fellépő ingadozás jobban csökkenti az egyedsűrűséget, mint determinisztikus rendszereknél. Sztochasztikus rendszerekben éppen ezért többször találkozunk a rendszer kihalásával.

May 1971-ben az $A = (a_{ij})$ kölcsönhatás-mátrixszal leírható, m számú fajt tartalmazó

$$\frac{dN_j}{dt} = F_j(N_1, N_2, \dots, N_m)$$

általános rendszert vizsgálta. A determinisztikus rendszernek stabil egyensúlyi pontja van, ha az A mátrix sajátértékeinek valós része minden esetben negatív. Ezzel ekvivalens eredmény, hogy a fenti rendszernek megfelelő sztochasztikus rendszernek akkor van stabil egyensúlyi eloszlása, ha $\sigma^2 \ll \bar{a}$, ahol σ^2 az A elemeinek szórásnégyzetét, $\bar{a}$ pedig az elemek nagyságrendjét jelöli.

Ez az eredmény indokolja, hogy a determinisztikus modelleket olyankor is gyakran vizsgáljuk, amikor végső soron a sztochasztikus modellek stabilitására szeretnénk következtetni.

4. Egyszerű modellek

Modellek késleltetett visszacsatolás nélkül

Volterra- és Leslie-típusú modellek

Az egy fajra vonatkozó klasszikus exponenciális növekedési modellek feltételezik, hogy a populáció folyamatosan táplálkozik és szaporodik, s a jelenségek hatása azonnali. Elsősorban rövid időtartamra vonatkozó érvényességük, mert a növekedés nem korlátozott (x a „populáció”-változó, r a növekedés együtthatója):

$$\frac{dx}{dt} = rx \quad (0 < r) \quad x = x_0 \exp(rt).$$

Kicsit hosszabb távon használhatóak a logisztikus típusú modellek, mert itt a modellben megjelenik az önkorlátozás is (k -val jelöljük, kapacitásnak nevezzük):

$$\frac{dx}{dt} = rx \left(1 - \frac{x}{k}\right), \quad \text{vagy más formában:} \quad \frac{dx}{dt} = ax - bx^2.$$

(Minél jobban megközelíti x a konstans k kapacitást, növekedési üteme annál jobban lelassul.)

A klasszikus, 1926-os *Volterra*-féle ragadozó–zsákmány-típusú modellben ($y > 0$ jelöli a ragadozó, $x > 0$ a zsákmány egyedsűrűség-változóját) a zsákmány önkorlátozó (ragadozó hiányában logisztikus a modell), a ragadozónál pedig lineáris mortalitási tag szerepel:

$$\frac{dx}{dt} = ax - bx^2 - cxy, \quad \frac{dy}{dt} = -ey + c'xy.$$

Az együtt élés feltétele: $\frac{a}{b} > \frac{e}{c'}$. Egyensúlyi helyzet található az $x = \frac{e}{c'}$, $y = \frac{a}{c} - \frac{be}{cc'}$ esetén, ekkor konvergens oszcilláció lép fel. (Ez speciális esetben, ha a zsákmány nem önkorlátozó ($b = 0$), konzervatív oszcillációt jelent, ami szerkezetileg instabil.)

Leslie 1948-ban a *Volterra*-féle ragadozó–zsákmány-modellben kicserélte a ragadozó egyenletét: $\frac{dy}{dt} = ey - \frac{fy^2}{x}$. Ekkor ha $\frac{x}{y} = \frac{f}{e}$, akkor a ragadozó egyensúlyban van. Ha $\frac{x}{y}$ ennél kisebb, akkor a ragadozó egyedsűrűsége monoton csökken, ha pedig ennél nagyobb, akkor exponenciálisan növekszik.

A két modell között a legfontosabb különbség, hogy míg a *Volterra*-féle modellben a ragadozó egyedsűrűsége csak a zsákmánytól függ, addig a *Leslie*-féle modellben a zsákmány és a ragadozó arányától (x/y)-től.

Speciális esetek:

- Rejtőzködés: vizsgáljuk az önkorlátozás-mentes *Volterra*-féle egyenletet rejtőzködéssel (x_r rejtőzködik, a ragadozó nem fér hozzá): $\frac{dx}{dt} = ax - cy(x - x_r)$, $\frac{dy}{dt} = -ey + c'y(x - x_r)$.
- Ha a rejtőzködés egyenesen arányos az egyedsűrűséggel ($x_r = kx$), akkor ez a *Leslie*-féle egyenlettel ekvivalens ($c = c(1 - k)$, $c' = c'(1 - k)$).
- Ha a rejtőzködés konstans ($x_r = k$), akkor a rejtőzködés stabilizáló hatású az $x = k + \frac{e}{c'}$, $y = \frac{ax}{c(x - k)}$ egyensúlyi helyzetben. ($b = 0$ esetén a klasszikus *Volterra*-féle rendszert konzervatív oszcilláció jellemzi, míg rejtőzködéssel konvergens oszcilláció lép fel, így a rendszer stabillá válik.)
- *Volterra*-féle egyenlet konstans táplálkozással: ebben az esetben a ragadozót nem korlátozza a zsákmány egyedsűrűsége:

$$\frac{dx}{dt} = ax - bx^2 - cy, \quad \frac{dy}{dt} = -ey + c'y.$$

Ha $c' > e$, akkor a ragadozó populációja exponenciálisan növekszik, ellenkező esetben csökken. Ez indokolja, hogy az önkorlátozó tényező használata minden esetben indokolt.

Az általánosabb *Rosenzweig-MacArthur*-féle modell (1963)

Az általánosabb *Rosenzweig-MacArthur* (1963)-féle modell alakja:

$$\frac{dx}{dt} = f(x) - \Phi(x, y), \quad \frac{dy}{dt} = -ey + k\Phi(x, y),$$

ahol az f függvény az x populációt írja le ragadozó hiányában, a Φ kétváltozós függvény a ragadozást fejezi ki (k arányossági tényezővel), a ragadozó egyenletében pedig lineáris mortalitási tényező szerepel. Ha a ragadozók versengését kizárjuk, akkor Φ ilyen alakú is lehet:

$\Phi(x, y) = y\Phi_0(x)$, ahol Φ_0 nyilván egyváltozós. Az egyenletrendszer divergens oszcillációhoz (végső soron kihaláshoz) vezet, ha a ragadozó sikeres túlélő alacsony egyedsűrűségű zsákmánypopuláció esetén is, azaz ha a terület x_e eltartó kapacitása a zsákmány $\hat{x}$ egyensúlyi sűrűségéhez képest magas, továbbá ha a $\frac{dx}{dt}$ görbének van maximuma. A *Rosenzweig-MacArthur*-féle egyenletek vizsgálatából következik, hogy ha egy ragadozót csak a zsákmánya korlátozza, akkor szabályos ingadozás következik be. Az ingadozás mértékét csökkentő tényezők: a zsákmány forráslimitáltsága, a ragadozó (zsákmányon kívüli) limitáltsága, illetve a rejtőzködés.

Modellek késleltetett visszacsatolással

Folytonos idejű modellek

A kormegoszlást, illetve tenyészedőt figyelembe vevő modellek a fenti modellektől elsősorban abban különböznek, hogy ezekben a visszacsatolás késleltetett (Hutcinson, 1948). Ha a fejlődés idejét szeretnénk hangsúlyozni, akkor a $\frac{dx}{dt} = f(x)$ egyenletből a $\frac{dx}{dt} = f(x_{t-T})$ egyenletet képezzük, ahol T jelöli a fejlődéshez szükséges időt. Diszkrét tenyészidejű populációk esetén a differenciálegyenlet helyett alkalmasabb a differenciaegyenlet használata. Ha a korlátozó tényezők visszacsatolása késleltetett, akkor a $\frac{dx}{dt} = x(a - bx_{t-T})$ egyenletet alkalmazhatjuk.

Megjegyezzük, hogy a $\frac{dx}{dt} = f(x)$ differenciálegyenlet késleltetett visszacsatolással való módosításakor gyakran találkozunk azzal, hogy az addig stabil egyensúlyi helyzetet divergens oszcilláció követi. A divergens oszcilláció megjelenése T nagyságrendjétől függ. Általánosan elmondható, hogy ha T megfelelően kicsiny, akkor az egyensúlyi helyzet nem bomlik fel, ha azonban a szaporodási együttható reciprokánál, $(1/a)$ -nál nagyobb, akkor a rendszer instabil lesz.

A szakirodalom egy szép klasszikusa Nicholson (1954) egyenlete:

$$\frac{dX}{dt} = \frac{1}{2}ksw - CX - \frac{1}{2}mksX_{t-\tau},$$

ahol k a peterakás hatásossági tényezője, w a δ idő alatt rendelkezésre álló táplálék, s a pete túlélési tényezője, C a mortalitási együttható, τ a pete fejlődési ideje, m a túlélési tényező, a nemek aránya pedig 1:1. (Ez indokolja az $\frac{1}{2}$ -es tényező használatát). Ha ε -nal jelöljük az $\hat{X}$

egyensúlyi ponttól való eltávolodás mértékét, akkor igazolható, hogy $\frac{d\varepsilon}{dt} = -C\varepsilon - \frac{1}{2}mks\varepsilon_{t-1}$, ebből pedig az következik, hogy a rendszer akkor lesz instabil, ha $C\tau > \frac{\pi}{2}$, ami valamivel erősebb, de igen hasonló eredmény a fenti $T > \frac{1}{a}$ feltételhez. Nicholson munkájának jelentőségét az adja, hogy mielőtt modellt alkotott, számos kísérletet végzett. Ő különböztette meg először a korlátozott forrású rendszereknél a „megosztó” és a „küzdő” magatartást. Megfigyelte, hogy az ilyen rendszereknél a rendelkezésre álló túlságosan kevés forrást „igazságosan elosztó” populációk fennmaradása sokkal bizonytalanabb, mint az olyan fajoké, ahol néhány egyed feléli a rendelkezésre álló forrást, ezzel biztosítja a populáció biztos túlélését, míg a populáció maradékát – forrás hiányában – éhenpusztulni hagyja.

Diszkrét idejű mátrixmodellek (Leslie, 1948, 1954)

Széles körben ismeretes a kormegoszlást kifejező alábbi klasszikus diszkrét idejű egyenlet: $n_i = Tn_0$, ahol $i = 0$ és 1 -re $n_i = (n_{0i}, n_{1i}, n_{2i}, \dots, n_{mi})^T$ jelöli a $t = 0$ időpontban élő egyedeket,

$$T = \begin{pmatrix} F_0 & F_1 & \cdots & F_{m-1} & F_m \\ P_0 & & & & 0 \\ & P_1 & & \mathbf{0} & \vdots \\ & & \ddots & & \vdots \\ & \mathbf{0} & & P_{m-1} & 0 \end{pmatrix}$$

a tranzíciós mátrixot, F_i a fekunditást, P_j pedig a túlélési valószínűséget (Pielou, 1969, Williamson, 1972).

Diszkrét generációs ragadozó–zsákmány-modellek

A diszkrét generációs ragadozó–zsákmány-modellek általános alakja:

$$X_{n+1} = R(X_n), \quad Y_{n+1} = r(Y_n).$$

Ilyen típusú a *Volterra*-egyenlet is, amikor az önkorlátozás zérus.

$$(a) \quad X_{n+1} = aX_n - CX_nY_n, \quad Y_{n+1} = -eY_n + cX_nY_n$$

$$(b) \quad X_{n+1} = X_n G(Y_n), \quad Y_{n+1} = Y_n H(X_n).$$

Jelölje $g = \left(\frac{\partial G}{\partial Y}\right) \hat{Y} \tau_n$ és $h = \left(\frac{\partial H}{\partial X}\right) \hat{X} \varepsilon_n$. Ekkor belátható, hogy ha $gh < 0$, akkor divergens

oszcilláció lép fel. Az eredeti, késleltetésmentes egyenletre a konstans oszcilláció volt jellemző, a késleltetés tehát instabilizáló hatású. Következésképp önkorlátozó tagra mindig szükség van, hogy a rendszer stabil legyen.

A fejlődés okozta késleltetés a ragadozó–zsákmány-modellekben (Wangersky és Cunningham, 1957)

Tekintsük az alábbi ragadozó–zsákmány-modellt:

$$\frac{dx}{dt} = ax - cxy - bx^2, \quad \frac{dy}{dt} = -ey + c'x_{t-\tau}y_{t-\tau},$$

ahol τ jelöli a zsákmány elpusztítása és a ragadozó általi „hasznosítás” között eltelt időt. Az ilyen rendszerek önkorlátozás nélkül ($b = 0$) nagy amplitúdóval oszcillálnak, a rendszer viselkedése a b/τ aránytól függ. E modell szimulációja Caswell nevéhez fűződik (1972).

Parazita–gazda-modellek

Jelölje Y a parazita, X a gazdapopulációt! Ekkor kapcsolatukat kifejezhetjük az alábbi egyenletekkel (Nicholson és Bailey, 1935):

$$X_{n+1} = RSX_n \exp(-aY_n), \quad Y_{n+1} = RSX_n (1 - \exp(-aY_n)),$$

ahol a jelöli a peterakásra alkalmas terület nagyságát, R és S a pete kikelési és áttelelési együtthatóját, és feltesszük, hogy a nemek aránya 1:1. Egyensúlyi helyzetet találunk

$\hat{X} = \frac{\ln RS}{a(RS - 1)}$, $\hat{Y} = \frac{\ln RS}{a}$ esetén. Ha $RS > 1$, akkor a rendszer instabil módon oszcillál.

A fenti egyenletet Hassell és Varley (1969), illetve Hassell (1970) úgy általánosították, hogy a -ról feltették, hogy nem konstans, hanem Y monoton csökkenő függvénye, például valamely a_0

és m konstansokkal: $a = -a_0 Y^{-m}$. Ekkor $\frac{(1-m)RS \log RS}{RS - 1} < 1$ esetén konvergens,

$\frac{(1-m)RS \log RS}{RS-1} > 1$ esetén pedig divergens oszcilláció lép fel. Utida (1957) két parazita-fajjal és

egy gazdafajjal végzett kísérleteiben mindkét parazita-gazda-párnál hosszú távú együttélést figyelt meg, amiből tapasztalati úton az általa vizsgált rendszer konvergenciájára következtetett.

Melegvérű ragadozó-zsákmány-populációk önkorlátozás nélkül

A melegvérű állatokat a diszkrét idejű párzási idő jellemzi, ami a visszacsatolás késleltetését eredményezi. Mint azt korábban láttuk, a késleltetés nagyságrendjétől függően ez destabilizálhatja a rendszert (Maynard Smith és Slatkin, 1973).

Jelölje x_n a kifejlett zsákmánypopulációt, X_n a fiatal zsákmánypopulációt, R_0 a maximális reprodukciós együtthatójukat, továbbá tegyük fel, hogy a mortalitást kizárólag a ragadozás ténye okozza. Ekkor R -rel jelölve az aktuális reprodukciós együtthatót, x_e -vel az egyensúlyi egyedsűrűséget:

$$R = \frac{R_0}{1 + (R_0 - 1)(x_n / x_e)^c},$$

és ekkor a populációra vonatkozó diszkrét differenciaegyenlet-rendszer: $X_n = R x_n$ és $x_{n+1} = X_n$.

Ha $F = c \frac{R_0 - 1}{R_0}$, akkor igazolható, hogy $2 < F$ esetén divergens, $1 < F < 2$ esetén konvergens

oszcilláció lép fel, $F < 1$ esetén pedig a rendszer nem oszcillál.

Jelölje továbbá y_n a kifejlett ragadozópopulációt a párzási időszak elején, Y_n a végén, Z_n pedig a fiatal ragadozópopulációt, r_0 a reprodukciós együtthatójukat, M a téli mortalitást, f és Φ pedig a kifejlett, illetve a fiatal egyedek túlélési függvényeit. Ekkor $Y_n = y_n$, $Z_n = r_0 y_n$, továbbá $y_{n+1} = (1 - M)f(Y_n) + \Phi(Z_n)$.

A két faj közötti kölcsönhatását leíró modell a *Nicholson-Bailey*-féle parazita-gazda-populációkra alkalmazott modelljén alapul:

$$Y_{t+1} = Y_t(1 - \exp(-\alpha X_t)), \quad Z_{t+1} = Z_t(1 - \exp(-\beta X_t)), \quad X_{t+1} = X_t - Y_{t+1} - Z_{t+1},$$

ahol α és β jelöli az effektív vadászterület nagyságát a kifejlett, illetve a fiatal ragadozók számára.

A rendszerről Maynard-Smith (1975) a következő megállapításokat teszi:

- Ha $\alpha = \beta$, akkor a rendszer instabil, bár rövidebb-hosszabb együttélés előfordulhat.
- Ha $x_n \approx x_e$, azaz ha a zsákmány forráslimitált, akkor oszcillációmentes egyensúlyi helyzet állhat elő.
- Ha $x_n \ll x_e$, akkor a rendszer nagy amplitúdóval oszcillál (ld. a *Rozenzweig-MacArthur*-féle modellt).
- Ha α túl kicsi, akkor a ragadozó kihal, ha pedig túl nagy, akkor az oszcilláció amplitúdója igen nagy lehet, ami végső soron bármelyik (akár mindkét) faj kihalásához vezethet. A hosszútávú együttéléshez α -nak szigorúan egy kicsiny intervallumban kell maradnia.
- A ragadozó egy oszcillációmentes zsákmánypopulációnál megjelenve a populáció oszcillációját okozza, de ez fordítva nem fordulhat elő.

Suthern (1959) is vizsgálta e rendszert, ha $\alpha \gg \beta$, és megállapította, hogy α és β arányának növelésével a stabilitás erősödik, bár tapasztalata szerint a populációk némi ingadozása előfordulhat erős stabilitású rendszereknél is.

Murton, Westwood és Isaacson (1964) a ragadozók territórikus, illetve hierarchikus viselkedését vizsgálta, s mindkettőt stabilizáló tényezőként jelölte meg. Meglepő azonban, hogy késleltetett visszacsatolású rendszereknél a rejtőzködés nem stabilizáló hatású.

5. A versengés modellezése

A két populáció (x és y) közötti versengés klasszikus modellezése elsősorban Volterra (1926), Lotka (1925) és Gause (1934) nevéhez fűződik. A kapcsolatot leíró legegyszerűbb modell:

$$\frac{dx}{dt} = x(a - bx - cy), \quad \frac{dy}{dt} = y(e - fx - gy),$$

ahol $a, b, c, d, e, f \in \mathbf{R}^+$, $-cy$ és $-fx$ pedig a két versengő populáció egymást gátló, akadályozó tényezője. Stabil egyensúlyi helyzet alakul ki, ha $(a/b) < (e/f)$ és $(e/g) < (a/c)$. Instabil egyensúlyi helyzetű rendszer esetén az, hogy melyik faj lesz a túlélő, a kezdeti feltételek függvénye. Ha feltesszük, hogy $a = e$, akkor ez a $b > f$, $g > c$ feltételekkel ekvivalens. Ez pedig azt jelenti, hogy akkor stabil a rendszer, ha növekvő egyedszám esetén a faj önkorlátozása az ellenfél korlátozásánál erősebb.

Gause a fenti egyenlet egy fontos speciális esetével foglalkozott; azt vizsgálta, mi történik egy forráskorlátozott területen élő két faj együtt élése során. Az ő nevével jelölik azóta is az általa megfogalmazott alapelvet: ugyanolyan forrásigényű két faj nem élhet meg egyetlen területen, vagy az egyik, vagy mindkét faj előbb-utóbb kihal. A történethez Hardin (1960) szerint hozzátartozik, hogy Gause maga nem tudta minden kétséget kizáróan igazolni sejtését, ezt később Lack (1947) pótolta.

A két populáció közötti versengés klasszikus modellezésének egy általánosítását kapjuk, ha folytonos reprodukciót tételezünk fel. Az első ilyen modellt Ayala (1969) kísérletei alapján Antonovics és Ford (1972), illetve Gilpin és Justice (1972) publikálta az alábbi formában:

$$\frac{dx}{dt} = xf(x, y), \quad \frac{dy}{dt} = y\Phi(x, y).$$

A stabilitás feltétele ekkor, hogy az egyensúlyi pontban: $\frac{\partial f}{\partial x} \frac{\partial \Phi}{\partial y} > \frac{\partial f}{\partial y} \frac{\partial \Phi}{\partial x}$. Ha bevezetjük a

$\frac{\partial f}{\partial x} \frac{\partial \Phi}{\partial y} = bg$ és $\frac{\partial f}{\partial y} \frac{\partial \Phi}{\partial x} = fc$ jelöléseket, akkor bg -t nevezhetjük önkorlátozó, fc -t pedig az ellenfelet korlátozó tényezőnek. Ez pedig közelítőleg megfelel a fenti $b > f$, $g > c$ feltételnek.

Ha most az $X_{n+1} = X_n \Phi(X_n, Y_n)$ $Y_{n+1} = Y_n \Psi(X_n, Y_n)$ alakú, diszkrét generációjú modellt tekintjük, akkor ennek stabilitási feltétele: $\left(\hat{X} \frac{\partial \Phi}{\partial X} \right) \cdot \left(\hat{Y} \frac{\partial \Psi}{\partial Y} \right) > \left(\hat{X} \frac{\partial \Psi}{\partial X} \right) \cdot \left(\hat{Y} \frac{\partial \Phi}{\partial Y} \right)$, ami szintén a $bg > fc$ feltételnek felel meg. Ez indokolja, hogy versengés esetén nem fordul elő hosszú távú oszcilláció, azaz Gause alapelve erre a modellre is igazolható. Az is megállapítható, hogy ha egy faj versengés esetén (egy-két nemzedék erejéig) oszcillál, akkor az oszcilláció versenytárs nélkül is fennállna; a versengés ténye maga nem indukál oszcillációt.

Versengés esetén tehát, ha létezik egyensúlyi helyzet, akkor az vagy stabil (konvergens monoton rendszer), vagy nem stabil (divergens monoton rendszer, az egyik faj szükségképpen kihal), de a rendszer semmiképpen sem oszcilláló.

6. A migráció modellezése

A migrációt közönséges differenciálegyenlettel leírható általános cellamodellek a következő feltételt szögezik le: a vizsgált (egységes) területet cellákra osztva a migráció celláról cellára történik, azonnali, az egyedszámban megnyilvánuló hatással. A migráció mortalitással nem jár.

A legegyszerűbb ragadozó–zsákmány migrációs modell a migráció négy fajtáját különbözteti meg: a zsákmány vándorol, ha egy cellában a zsákmány vagy a ragadozó egyedsűrűsége magas, a ragadozó vándorol, ha a ragadozó egyedsűrűsége magas, vagy ha a zsákmány egyedsűrűsége alacsony. Ezt a modellt vizsgálva Winfree 1967-ben megállapította, hogy a migráció hatása a szomszédos cellák szinkronizálásában nyilvánul meg, a rendszer stabilitási tulajdonságán nem változtat, bár az oszcilláció amplitúdóját csökkentheti.

Huffaker 1958-ban használt modellje egy növényevő–ragadozó-együttest ír le, ahol egy cella üres, csak növényevők által benépesített, vagy növényevők és ragadozók is lakják. A cellák típusára vonatkoztatva egy átmenetvalószínűségi mátrixot vezetett be. Ezután a mátrixban szereplő valószínűségek nagyságától függően elemezte a modellt. Később a saját modelljét Winfree modelljével finomította: az átmenetvalószínűségi mátrixot bővítette attól függően, hogy a különböző típusú cellákon mekkora a növényevők, illetve a ragadozók egyedsűrűsége. Ezt a modellt két esetben vizsgálta: ha a migráció csak szomszédos cellákat érint (egylépéses modell), illetve ha bármely celláról bármely cellára történhet (szigetmodell). Huffaker a modelljeit szimulációval is tesztelte, így az alábbi esetekben hosszútávú együttélést mutatott ki:

- a növényevő faj migrációs valószínűsége magas, vagy
- a növényevő faj rejtőzködik, vagy támadás esetén van esélye a menekülésre (igazolható, hogy ez a feltétel ekvivalens azzal, hogy a növényevő faj migrációs valószínűsége 1),
- a ragadozó migrációja nem folyamatos,
- a vizsgált terület cellaszáma igen magas.

Ezen feltételek egyike elegendő ahhoz, hogy hosszútávú oszcilláció jöjjön létre, ahol a fajok görbéje fázisban lesz egymással. Huffaker a hosszútávú együttélés lehetőségének okát a késleltetett visszacsatolással magyarázta.

Maynard Smith (1975) a migráció evolúciós aspektusait boncolgatva azt állapítja meg, hogy bár a migrációval a faj utódainak várható egyedszáma alacsonyabb lesz, ellenben éppen a migrációval megtalált, az elhagyott területnél alkalmasabb területen az utódok utódainak várható egyedszáma már magasabb lesz. A migráció kialakulásában tehát főleg evolúciós okokat látott, ezért ő a migráció különböző fajtáinak szelekciós előnyeit vizsgálta közelebbről.

7. A komplexitás és a stabilitás kapcsolata

Wilson és Bossert (1971) azt állítja, hogy a természetes ökológiai rendszereknél megfigyelhető stabilitás a rendszerek komplexitásának köszönhető. Ezt a gondolatot kicsit más oldalról korábban már Elton (1958) is boncolgatta; ő azt kérdezte, vajon a termesztett növények, illetve a sarkvidéki közösségek esetén miért figyelhető meg lényegesen gyakrabban a fajok kihalása. Hutchinson (1959) hasonló kérdést tett fel: miért magasabb a trópusi életközösségekben az egyedszám- és fajsámszámstabilitás, mint egyéb területeken.

Természetesen ezekre a kérdésekre a komplexitáson kívül más válasz is adható: a stabilitás köszönhető a fajok hosszútávú együttes evolúciójának, vagy a kevésbé változékony éghajlatnak is. A probléma igen összetett, a válaszadásnak különböző módszerei fejlődtek ki. Az egyik ilyen módszer a mechanikus statisztika módszere, melynek első képviselői Kerner (1957, 1959) és Leigh (1965, 1968). A módszer ötlete a fizikából ered; abból indul ki, hogy egy nagy egyedszámú ökológiai rendszer a sokmolekulás folyadékok és gázok törvényeihez hasonlóan működik, s ezeket a makroszkopikus törvényeket (rendszermechanizmus) mikroszkopikus kölcsönhatásokkal (molekulák/egyedek egymásrahatása) magyarázzák. Célja, hogy a vizsgált ökológiai rendszerre egy *Maxwell-Boltzmann*-típusú egyenletet írjon fel. Ehhez szükség van arra, hogy egy gáz/folyadék-rendszer kinetikus energiájának megfelelő „állandót” keressünk az ökológiai rendszerre is. (Ilyennek fogadható el az említett szerzők által definiált „fluktuációs

intenzitás”). Eredményeiket Fischer, Corbett és Williams (1943) korábbi (trópusi) terepi megfigyelései is alátámasztották.

Kerner (*Volterra*-típusú) modelljét Leigh (1965, 1968) stabilitás, pontosabban „magas túlélési valószínűség” szempontjából vizsgálta. Megállapította, hogy ha a rendszerben a fajok között nagy számú gyenge kapcsolat áll fenn, akkor a túlélés valószínűsége sokkal nagyobb, mint ha a fajok kevés számú erős kapcsolatban állnak egymással. Az előbbi esetben ugyanis a rendszer görbéje sokkal kevesebbszer oszcillál nagy amplitúdóval, márpedig a kihalást elsősorban a nagy amplitúdójú kitérések okozzák. Elegendően nagy rendszerre az is elmondható, hogy adott biomassza esetén a kisebb összproduktivitással rendelkező rendszernek nagyobb a túlélési valószínűsége, mivel az ilyen rendszer görbéjének amplitúdója kisebb, illetve kevesebbszer nagy. Annak ellenére, hogy a fenti, komplexitásról szóló tanulmányok igen értékesek, a kiindulásul szolgáló *Volterra*-típusú modell miatt kritika érte szerzőiket. A modell paraméterezésétől ugyanis csak a nagy amplitúdók gyakorisága függ, míg azok nagysága a kezdeti feltételek függvénye.

Nyilvánvaló, hogy ha két versengő fajra szeretnénk felírni a rendszer modelljét, akkor ehhez két egyenletre lesz szükségünk. Ennek általánosítása n számú fajra Strobecktól (1973) származik: a szükséges egyenletek száma ekkor $2(n-1)$. A fajok számának növekedésével a rendszer fennmaradásának esélye rohamosan csökken. Korábban láttuk, hogy ugyanolyan forrásigénnyel, forráskorlátozott területen még két faj sem marad fenn. n számú faj fennmaradásához már igen speciális környezeti és fajra jellemző paraméterek szükségesek. (Másképpen fogalmazva: nagy számú faj együtt élése esetén minél véletlenszerűbbek a rendszer paraméterei, annál kisebb az esélye a fennmaradásának.)

Érdekes kérdés, hogy hány faj képes fennmaradni a rendelkezésre álló független forrásfajok (táplálékként felmerülő fajok) számának függvényében. MacArthur és Levins (1964), illetve tőlük függetlenül Rescigno és Richardson (1965) is bebizonyította, hogy a fennmaradó fajok száma (n) mindig kisebb, vagy egyenlő a forrásfajok (f) számánál. Ez a feltétel azonban egy igen laza felső becslés, arról nem szól, hogy vajon előfordulhat-e a felső korlátot elérő, vagy megközelítő eset (és milyen egyéb feltétellel). Ezt ugyanis evolúciós törvények határozzák meg, s ilyen aspektusokkal a fenti szerzők nem foglalkoztak. Williamson (1957) szerint a másik probléma ezzel a becsléssel, hogy nem definiálták világosan a független forrásfajok számát. Ha például két növényevő közül az egyik a növény gyökerét, a másik ugyanannak a növénynek a levelét fogyasztja, akkor a forrásfajok száma egy, de a növényevők szempontjából a források száma mégis kettő. A fenti feltételt úgy javíthatjuk, ha nem a forrásfajok számára, hanem a források számára mondjuk ki. Itt viszont ügyelnünk kell arra, hogy egy rendszer felírásakor egyetlen faj bizonyos fogyasztók számára egyetlen forrást, bizonyosak számára esetleg két (több) független forrást jelent. Ugyanígy több forrásfajt is tekinthetünk egyetlennek, ha a fogyasztó nem tesz különbséget köztük (olyan arányban fogyasztja, amilyen arányban a vizsgált területen előfordulnak).

Levins (1970) a fenti probléma vizsgálatához új, időjárási és más, nem biomasszatípusú változókat is bevezetett. Eredményeit Haigh és Maynard Smith (1972) általánosította. Stabil egyensúlyi helyzet fennállásához az alábbi feltételek szükségesek:

- az n faj minden n_r elemű részrendszerére és azok f_r forrásigényére is igaz, hogy $n_r \leq f_r$ (minimális komplexitási feltétel),
- a rendszerre és minden részrendszerére teljesül a *Gause*-alapelv.

Ha egy olyan ökológiai rendszert vizsgálunk, ahol a rendszert leíró hálózatban a fajok nem egymás melletti (versengés), hanem egymás fölötti (ragadozó–zsákmány) trófikus szinten helyezkednek el, akkor a forráskorlátozott zsákmányt feltételező *Volterra*-modell szerint a komplexitás fokozódása (a tápláléklánc hosszának növekedése) nem veszélyezteti a stabilitást.

Ekkor ugyanis egyetlen egyenlőtlenség teljesülése elegendő egy n hosszúságú tápláléklánc fennmaradásához.

Ilyen rendszereket vizsgálva May (1971a,b, 1972) megállapította, hogy ha a kapcsolatokat leíró paraméterek véletlenszerűek, akkor mind a fajok számának, mind pedig a kapcsolatok számának növekedése csökkenti a rendszer stabilitását. A természetben fellelhető stabil rendszerekben tehát szükségképpen nem véletlen paraméterek írják le a kapcsolatokat. Megmutatta, hogy a versengés az alsóbb szinteken (növényevők) a stabilitást csökkentő, a felsőbb szinteken (ragadozók) a stabilitást fokozó tényező. A késleltetett visszacsatolás a stabilitást csökkenti.

Nagy rendszereket hosszútávon vizsgálva feltűnik, hogy n számú faj találkozott az idők során egymással, együtt éltek egy darabig, s most a rendszerben r számú fajt találunk. Kérdés, hogy n -től hogyan függ az r . May megállapította, hogy a válasz lényegesen különböző, ha a fajok lépésenként kerültek be a rendszerbe (ekkor volt idejük egymás mellett fejlődni), vagy egyszerre kerültek össze. Ez utóbbi esetben a kihalt fajok száma sokkal magasabb, mivel ekkor a genetikai visszacsatolás pozitív hatásaira nincs idő. A fenti megállapítások a rendszer alakjára robusztus törvények, ezt Watt (1964, 1965), Elton (1958), Satchwell (1962) és Connell (1970) ennek igazolása célból végzett korábbi kísérletei is alátámasztják. Mindenesetre tény, hogy a természetben sokkal inkább találkozunk stabil nagy rendszerekkel, mint stabil kis rendszerekkel, ami végső soron a komplexitás általános értelemben vett stabilizáló hatását sejteti.

8. Az evolúció és a stabilitás kapcsolata

A fentiekben már láttuk, hogy a stabil rendszereket leíró modellek paraméterei semmiképpen sem lehetnek véletlenszerűek. A paraméterek kialakulása szigorú evolúciós, illetve genetikai törvényeken alapul.

Pimentel (1968) olyan (elsősorban rovarokból álló) rendszereket vizsgált, ahol a fajok genetikai állománya a fajok fennmaradása érdekében és annak megfelelően változott. Szerinte az egyes fajok genetikai visszacsatolása az együtt élő fajok bonyolult együttes evolúcióján keresztül vezethet a paraméterek olyan értékeihez, mely stabil rendszert eredményez. A kialakulás során elsődlegesen nem a rendszer fennmaradása a cél, hanem a fajok külön-külön való túlélése. Az idők során tehát a fajok száma és (esetleg változó) típusa kiválogatódik egy lehetséges stabil rendszerbe. A genetikai visszacsatolásra rosszul, későn, vagy nem elég intenzitással válaszoló fajok kihalnak. A genetikai változás a kihalással éppen jobban veszélyeztetett fajoknál intenzívebb, s ez az egyes fajoknál ciklikusan változik. A ciklusok fázisa az együtt élő fajokra szigorúan összehangolt. A rendszerben több olyan faj is meg tud maradni egymás mellett, melyek egyetlen (ámde különböző) forrásból táplálkoznak, azonban nem élhet együtt még két olyan faj sem, melyek ugyan több forrástáplálékot is elfogadnak, de a két faj forrásigénye teljesen megegyezik. Az ilyen fajok együttes túlélését csak az szolgálhatja, ha a két faj mindegyike specializálódik egy-egy (egymástól különböző) forrásra. A 60-as 70-es években az összetett ökológiai rendszerek kísérleti és elméleti kutatásai egyaránt intenzív fejlődésnek indultak, szorosan összekapcsolódtak, egymásra épültek, és egymást kiegészítették (Pimentel és Soans, 1970, Wynne és Edwards, 1962, Pimentel et al., 1965, Pimentel és Al-Hafidh, 1965, Horne, 1970, MacArthur és Wilson, 1967).

A territoriális magatartással mint a nagy rendszerek stabilizáló hatásával és mint genetikai válasszal, ezen belül annak szelekciós hatásaival Wynne és Edwards (1962), Lack (1966), Maynard Smith, (1964), Williams (1966), Lack (1964, 1966, 1968), Brown (1969) és Krebs (1970), a territórium alakjának és nagyságának vizsgálatával Van den Assem (1967) és Krebs (1971) foglalkozott. A territórium egyedsűrűségi és -eloszlási vizsgálatainak alapjait Fretwell és Lucas (1969) fektette le.

B. A modellezés fejlődésének új iránya: a szimulációs modellek

1. Bevezetés

Az előző fejezetben bemutattuk a modellezésemélet matematikai és biológiai alapokon, illetve kísérletekre és megfigyelésekre alapuló kialakulásának lépéseit. A múlt század második felében a modellezés az ökológiai, genetikai és fiziológiai törvényszerűségek megismerésével egyidőben, azzal párhuzamosan igen gyorsan fejlődött. A terepi mérőműszerek színvonalának és megbízhatóságának rohamos növekedése jó alapot adott ehhez a fejlődéshez, ámde az egyre bővülő információmennyiség egy-egy modellbe való bevonása az ötvenes-hatvanas évek egyszerű, világos modelljeit a hetvenes-nyolcvanas évekre bonyolulttá és nehézkessé duzzasztotta. A modellezés elmélete ebben a fázisában új megoldásokat követelt. Az ötvenes-hatvanas években a modellezés elméletének kirobbanó fejlődése mellett egy merőben új tudományág is fejlődésnek indult: a szakértői rendszerek, később pedig a döntéstámogató rendszerek kialakulása. Ehhez a számítógépek elterjedése adott lehetőséget és motivációt.

Az ökológiai rendszerek elsősorban elméleti célból végzett biológiai–matematikai leírásától, a klasszikus értelemben vett modellezéstől elkezdték megkülönböztetni a gyakorlati alkalmazás céljából végzett ún. szimulációt. Korábban egy modell minél általánosabb, annál értékesebb volt, egy szimuláció azonban akkor bizonyult jobbnak, ha minél több részletre terjedt ki, azaz minél specifikusabb volt. A szimulációs modellezés első képviselői (de Wit és Keulen, 1972, de Wit és Goudriaan, 1974, Goudriaan, 1974, Passioura, 1973, de Wit, 1982) a modellezéstudomány fejlődését új pályára terelték. A nyolcvanas-kilencvenes évek feladata az volt, hogy a túlbonyolított, kezelhetetlen rendszereket megfelelő módon leegyszerűsítsék, és jól működő, megfelelően aprólékos, ámde áttekinthető rendszereket alkossanak (Goudriaan, 1995).

2. A szimulációs modellek specifikumai

A múlt század végi kezdeti tapasztalatok alapján nyilvánvalóvá vált, hogy nem lehet a szimulációs modelleket egyszerűen „jó” és „rossz” kategóriába sorolni, hanem alkalmazásuk, illetve értékelésük előtt részletesen meg kell határozni:

- mit kívánunk modellezni (ekkor szükségszerűen kiragadunk egy általunk önkényesen középpontba állított problémakört, jelenség(csoport)ot, és azt mutatjuk be, minden más bemenő adatnak, kimenő adatnak tekintünk, illetve elhanyagolunk);
- a modellünket hol, milyen körülményekre szeretnénk alkalmazhatóvá tenni;
- milyen célból végezzük a modellezést (tudományos kutatás, oktatás, tanácsadás);
- fiziológiai (biológiai-oksági kapcsolatokat feltáró) vagy statisztikai (mért adatok összefüggéseit leíró modellt választunk-e);
- sztochasztikus (a véletlen eseményektől való függést is ábrázoló) vagy determinisztikus szemléletet képviselünk-e;
- analitikus vagy empirikus modellt alkotunk-e (az előbbinél bizonyos törvényszerűségeket matematikailag írunk le, a hangsúly a modell valóságosnak megfelelő működésén van, az utóbbi esetben a leíró függvény alakja nem illeszkedik tudományos törvényszerűségre, ámde a függvény értékei jól közelítik a megfigyelt értékeket);
- diszkrét vagy folytonos időszemléletű legyen-e a modell, diszkrét modell esetén milyen lépéseket választunk;
- a modellt leírásra vagy előrejelzésre szeretnénk-e használni (esetleg mindkettőre);

- milyen bemenő adatokra lesz szükségünk, ezek az adatok elérhetőek-e, illetve milyen adatkorrekcióra lesz szükségünk a megfelelő inputok előállításához (le-, illetve felskálázási problémák tisztázása);
- milyen szoftver segítségével, illetve milyen nyelven írjuk a modellt;
- milyen számítógépes támogatottságot igényel a modell futtatása.

A kérdések más-más módon való megválaszolása igen eltérő szimulációs modelleket eredményez. Ennek is köszönhető, hogy az elmúlt közel 30 év alatt a világ számos területén szimulációs modellek tízezrei születtek, egyes helyeken egész iskolák alakultak ki. Európában a leghíresebb a holland wageningeni modellező iskola. Egy jól működő modellt más területen, más feltételekkel, vagy más körülmények között sokszor lehetetlen alkalmazni, bár a modellek megfelelő korrigálásával erre is számos példát ismerünk. A szűk keresztmetszetet az esetek nagy részében nem is a modell struktúrája jelenti, hanem a szükséges bemenő adatok típusának különbözősége, elérhetősége, avagy teljes hiánya. A szimulációs modellezés ez okból részben a kutatók „lokális” problémához rendelt feladata lett.

3. A modellező munka főbb lépései – a modellek értékelése

- A szimulációs modellezés első lépésében a fent felsorolt kérdéseket kell tisztáznunk, azaz a céljainkat világosan meg kell határoznunk. A modell megalkotása után ez alapján végezhetjük el a modell értékelését.
- Az általunk kiemelt ökológiai–biológiai összefüggéseket matematikailag megfogalmazzuk. Ezután következhet a modell értékelése.
- Az értékelés során ellenőrizzük, hogy a modell matematikai–ökológiai–biológiai összefüggései önmagukban egymásnak megfelelnek-e (úgy „viselkedik-e” a modell, ahogy azt az ökológiai–biológiai törvények „előírják”, nincs-e benne ellentmondás);
- Ezután az elméleti modellt futtatható alakra hozzuk valamely szoftver vagy programozási nyelv alkalmazásával, és igazoljuk a célok között meghatározott érvényességi körben, hogy a futó modell elvileg helyesen működik.
- A rendelkezésünkre álló tapasztalati (kísérleti, történelmi, stb.) adatok egy részével, mint bemenő adattal futtatjuk a modellt, s az eredményt összehasonlítjuk a bemenő adatokhoz tartozó tapasztalati adatokkal (validálás). Nagyobb modellek esetén szükség lehet a komplex modell némileg önálló egységekre való felbontására, és az egyes részmodellek külön-külön való validálására.
- A validálás során valamely függvénnyel meghatározott hibát a paraméterek megfelelő módon és mértékben való változtatásával minimálisra, illetve adott tűréshatáron alulra csökkentjük, azaz meghatározzuk az optimális paramétereket, vagy azok egy családját (kalibrálás); az előrejelzésre szánt modellezésnél az alacsony hibahatár különös hangsúlyt kap. (A kalibráláshoz és a validáláshoz más-más adatcsaládot használunk, pl. különböző évek adatait. A kalibráláshoz – megfelelő kontrollal – generált bemenő adatok is használhatóak.) (Wolf et al., 1995). A más célra, más körülményekre már futó modellek saját célra és környezetre való adaptációja is a kalibrálással kezdődik.
- A bizonytalansági tényezők detektálása: ökológiai modelleknél különösen is fontos figyelembe vennünk a bemenő (pl. időjárási, talaj minőségi) adatok bizonytalanságát. Megvizsgáljuk, hogy a bemenő adatok bizonytalansága a kimenő adatokban milyen bizonytalanságot eredményez. Ha a kimenő adatok bizonytalansága nagyon megnövekszik, akkor megkeressük ennek okát. Ha a bemenő adatok között magas a korreláció (hőmérséklet, csapadék, hőösszeg, stb.), akkor az a kimenő adatok bizonytalanságát növeli. Ilyenkor szükség lehet a bemenő adatok információjának tömörítésére (faktoranalízis).

- **Érzékenységi vizsgálat:** megvizsgáljuk, hogyan reagál a modell a bemenő paraméterek finom változtatására. Ezzel részben pontosabban kijelölhetjük a modell alkalmazhatósági területét, részben pedig kiszűrhetjük azokat a paramétereket, amelyek változására a modell nem érzékeny. A hangsúlytalan bemenő paraméterek ugyanis torzítják az optimális paraméterértékeket. Ha az ilyen paramétereket el tudjuk hagyni a modellből, vagy (akár több ízben, különböző értékeken) rögzíthetjük azokat, akkor a validálást újra és újra el kell végezni egy feltehetően jobb eredmény reményében. A modell egyes bemenő adatokra való nagyfokú érzékenységére sok esetben elvi magyarázatot találunk.

4. Növényi növekedési szimulációs modellek

A növényi növekedési modellek a múlt század hatvanas-hetvenes éveiben igen intenzíven fejlődtek és specializálódtak. Lemon, Sinclair, Anderson és Miller vezetésével részletesen kidolgozták a növényC fény kölcsönhatás modellszerű leírását a Monteith által lefektetett alapokra (Monteith, 1969, Sinclair és Lemon, 1974, Anderson, 1964, 1971, Miller, 1967, Anderson és Miller, 1974). A fotoszintézis matematikai megfogalmazása többek között Thornley, Vong és Murata nevéhez fűződik (Thornley, 1976, Vong és Murata, 1977), a légzés modellezése de Wit modellező iskolájában készült többek között van Keulen, Penning de Vries és Goudriaan részvételével (de Wit et al., 1978). A hatvanas években a fotoszintézist még kizárólag a sugárzással írták le, a hetvenes években a modellekbe bekerült a hőmérséklet és a széndioxid-koncentráció változója is. A levél energiaegyensúlyát modell formájában Van Bavel fogalmazta meg elsőként munkatársaival (van Bavel, 1973). Az evapotranspiráció, csakúgy, mint a gyökér vízfelvételének leírása Jensennek és munkatársainak köszönhető (Jensen és Haise, 1963, Jensen et al., 1969). A gyökér fiziológiáját Taylor és munkatársai elemezték Brouwer korai munkájából kiindulva (Brouwer, 1965, Priestley és Taylor, 1972, Taylor és Klepper, 1978), Ritchie párolgásról szóló tanulmányát ma is sokat idézik (Ritchie, 1972).

Az első növényi növekedést leíró szimulációs modellt ELCROS néven 1970-ben Wageningenben (Hollandia) készítették, felette többek között olyan tudósok atyáskodtak, mint de Wit, Ross, Anderson és Acock. A modellbe a fentiekén túl már belevették szárazanyag-felhalmozódást és a tápanyagforgalmat is. Nem sokkal ezután számos új szimulációs modell született, ezzel együtt a modellek értékelésének és összehasonlításának a metodikája is fejlődésnek indult. A közelmúlt egyik legértékesebb metodikai monográfiája a szimulációs modellek értékeléséről Martona és Bellochi könyve (1999).

A növényi növekedési modellek európai robbanásszerű fejlődésével egy időben az USA több államában is intenzív szimulációs munka folyt. Számos általános növényi növekedési és speciális gabonamodell megalkotása mellett (pl. Indianában és Texasban) speciális növényekre is készültek szimulációk, ilyen például az ohioi eredetű szójamodell (SOYMOD). Nebrascában kukoricamodell készült, Arizonában és Mississippiben gyapotot modelleztek. Ez utóbbi modellben újdonságnak számított az abban szereplő nitrogénegyensúly leírása. A szimulációs modelleket és az azokhoz tartozó hivatkozásokat a 6. alfejezetben részletezzük.

5. Populációdinamikai szimulációs modellek

A populációdinamikai szimulációs modellek speciális területei

Az első szakirodalomból ismert táplálékhálózati modell a múlt század elején készült (Shelford, 1913), mégis egy jóval későbbi növényvédelmi céllal alkotott rovarpopuláció-modell (Jones et al., 1975) is még úttörő volt a maga idejében. Intenzív fejlődésről csak az elmúlt mintegy 30 évben beszélhetünk. Ez alatt az idő alatt a táplálékhálózatokkal kapcsolatban számtalan elmélet született, amelyek gyakran egészen különböző szemlélettel közelítenek a

témához. A Nemzetközi Biológiai Program (IBP) döntően produkcióbiológiai és energetikai nézőpontja számos munkára rányomta bélyegét (Lindeman 1942), ami gyakran a különböző fajok összevonásával, együttes kezelésével járt. Ezt követően a kutatási irányzatok szerteágaztak, és az energetika mellett megjelentek a populációdinamikai, stabilitáselméleti, gráfelméleti, rendszerelméleti, valamint információelméleti (Ulanowicz, 1986; Ulanowicz and Wolf, 1991) megközelítések. Mindezek tanulságait igen jól foglalja össze Pimm egy könyve és egy cikke (Pimm, 1982, Pimm et al, 1991).

A modellezés magyarországi helyzetével e fejezet 9. pontjában részletesen foglalkozunk. Ha országunk határain túl tekintünk, a modellek sokaságának egész tárházával találkozunk. A továbbiakban csak a legjelentősebb, legátfogóbb, illetve legeredetibb ötleteket tartalmazó műveket említjük meg, s azoknak is csak az általunk legfontosabbnak ítélt aspektusait emeljük ki.

A rovarkórokozó, illetve parazita–gazda-modellek közül Schofield et al. (2005) a térbeli és időbeli elterjedést modellezi, Roberts és Dobson (1995) pedig a lelőhelyen belüli elhelyezkedést vizsgálja abból a szempontból, hogy mennyire képes a parazita a rendszert stabilan kontroll alatt tartani. Dostálková et al. (2002) módszertani összehasonlítást végez, és azt javasolja, hogy egyes esetekben vegyük fontolóra, hogy parazita–gazda-típusú modellt írunk fel ragadozó–zsákmány-együttesekre is. Bianchi és van der Werf (2004) azzal a céllal írja föl ragadozó–zsákmány modelljét polifág ragadozóra (ahol a ragadozó szerepet a katicabogarak (*Coccinella septempunctata*) kapják), hogy feltérképezze, milyen paraméterekkel rendelkező kiegészítő zsákmánypopuláció terjesztésével tudná a ragadozópopulációt úgy szabályozni, hogy mire a természetett növényen elszaporodnának a kártevők, addigra a katicapopuláció is megizmosodjon.

Egy háromszintes táplálékláncot mutat be Camilo és Willig (1995), s elvégzi annak teljes stabilitási és érzékenységi vizsgálatát. A táplálékhálózat modellezésében gráfelméleti eszközöket használ Luczkovich et al. (2003), Ruiter et al. (1994) pedig a tápanyagáramlást modellezi egy táplálékhálózaton belül.

Aukema et al. (2005) az erdei közösségekben fellelhető szimbiotikus kapcsolatokat írja le. Tchuenche (2005) cikkében olyan kormegoszlás szerinti modellt mutat, melynek segítségével feltárhatók az aperiodikus mortalitás okai. Szintén kormegoszlás szerinti modellel dolgozik Rasgon és Scott (2004), akik eredményeiket egy szűnyogpopulációra alkalmazva az azok által terjesztett betegségek kontrollját tűzték ki célul. Hasonló felépítésű Castañera et al. (2003) állapotstrukturált modellje, mely szintén betegségközvetítő rovarokra készült.

A rovarok evolúciós fejlődését elemzi modellezési eszközökkel Simchuk et al. (1999) és Ringel et al. (1998), a természetes kiválasztódással foglalkozik Brakefield (1987) modellje, továbbá a genetikai információk áramlását, illetve a rovarok genetikai válaszait modellezi Jaffe et al. (1977).

A növényvédő vegyszerekre való rezisztencia kialakulásának egyes aspektusait írja le Linacre és Thompson (2004), illetve Obach et al. (2001).

Egyedsűrűségtől függő modelleket készít Matter (2003), illetve White és Wilson (1999).

Térbeli modellek szép példáit olvashatjuk a migráció, a kolonizáció, a kihalás, a foltos környezet, illetve a töredezett lelőhelyek speciális szempontjait előtérbe állítva Pichancourt et al. (2005), Cavalieri és Koçak (1999), Arnaldo és Torres (2005), Knudsen et al. (1999), illetve Fitt et al. (1995) cikkeiben. Kindlmann és Dixon (1996) a tavaszi és őszi rajzás közti kapcsolatot elemzi. A térbeli- és időbeli terjedést (az inváziót és az elszaporodás jelenségét) modellezi Sawyer és Haynes (1985). Speciálisan szárnyas rovarokra dolgoz ki ilyen jellegű modellt Raffy és Tran (2005). A térbeli természetes határok rovarpopulációra gyakorolt hatásaival foglalkozik Marsula és Wissel (1994).

Különösen érdekesnek találtuk Shaffer és Gold (1985) egy viszonylag korai cikkét; a szerzőpáros fenológiai modellt vázolt fel. A modell tartalmazza a rovarirtóra való válaszadást is.

Egy másik hasonlóan érdekes cikk szintén nem újszerű: Rubtsov (1983) egy levélszívogató rovarpopulációt modellezett. Ugyanebből az évből származik Nisbet és Gurney (1983) fenológiai modellje, melyben a fenofázisok közötti váltást a rovarok tömegnövekedése indukálja.

A biodiverzitás problémáját feszegeti Rausher (1985) és Paoletti et al. (1992) modellje is. Az egyensúly, a stabilitás és a káosz szerepét elemzi a populációdinamikai modellekben, két munkájukban is Cavalieri és Koçak (1994, 1995), Robert (1987) pedig erről a témáról egy átfogó irodalmi áttekintést nyújt.

A rovarok társadalmi felépítését modellezi Pie et al. (2004) és Brandts et al. (2001).

A „top-down” és „bottom-up” reguláció hatását vizsgálja a populációdinamikai modellekben Mills (2001) és Hunter (2001) munkája.

Nagy rendszerek speciális modelljeire látunk megoldásokat Tamò et al. (1993), Adams et al. (2005) és Jones et al. (1984) cikkeiben, metapopulációs modellt készített Hanski et al. (2003).

Ún. steril ökoszisztémát, azaz laboratóriumi körülmények között működő rendszert modellez Kok és Lacroix (1993), illetve Barclay (1987). Ezek a modellek inkább elméleti jelentőségűek, alkalmazásra nemigen használhatóak. Ennek szöges ellentéte, amikor Shaffer és Gold (1985), illetve majd' húsz esztendővel később Umbanhowar és Hastings (2002) a forráskorlátozott populációk működését írja le. A monofágia–polifágia kapcsolatának egy modelljét találjuk Raushernél (1985).

A rovarmodellezők szinte mindegyike igen hangsúlyozza a rovarpopulációk nagyfokú érzékenységét a hőmérséklet változására. A levegő CO₂-tartalmának rovarokra gyakorolt hatásával azonban igen kevesen foglalkoznak, egy kivételes munka Grodzinski et al. cikke (1999).

A queenslandi gyümölcslegy (*Bactrocera tryoni*) populáció egy sok részletre kiterjedő populációdinamikai modelljét publikálta Yonow et al. (2004). A cikk érdekessége és fő tanulsága, hogy külön kitér a modellezés nehézségeire, és a modell korlátaira. Plant et al. (1985) modellje többéves alkalmazásra készült, s mint ilyen, az egyes évek közötti ok-okozati összefüggéseket is sikeresen szimulálja.

A populációdinamikai szimulációs modellek speciális alkalmazási területei

A populációdinamikai modellekről szóló nagyszámú cikkek a felhasználási terület szélességéről is tanúskodnak. Rendkívül gyakran találkozunk közöttük az erdőgazdálkodás témakörében kutató, USA-ból származó szakemberek munkájával, csak néhány kiragadott példa erre Bazykin et al. (1997) bifurkációs modellje és Wagner et al. (1984) biofizikai modellje.

A vízgazdálkodás szemszögéből készült Yang és Sykes (1998) munkája, járványtani aspektusból szemléli a populációdinamikai változásokat Gray et al. (2000), míg közgazdaságtani modellt ír Naranjo et al. (1996).

Az élelmiszergazdaság egy súlyos problémáját, a terméstárolást igyekeznek megoldani a tárolókban található kártevő-populációk modellezésével Flinn et al. (2004), Thorpe (1997, 1982) és Kawamoto et al. (1992).

A mezőgazdasági alkalmazások közül egy ritka kérdéssel, a rovarpopulációk okozta pollenterjedéssel foglalkozik Di Pasquale és Jacobi (1998), a modellezést a biológiai növényvédelem szolgálatába állítja Bianchi és van der Werf (2004), Heinz és Nelson (1996), van Roermund et al. (1997), Godfray és Briggs (1995), Mills és Getz (1996), Potting et al. (2005), a vegyszeres védekezés mai kérdéseit modellezési eszközökkel vizsgálja Schaalje et al. (1989). A migráció és a vetésszerkezet összefüggéseit kutatja Hanan et al. (2002).

A rovarpopulációk modellezésénél a kalibrálást rendszerint fénycsapdaadatokkal végezzük. Igen érdekes problémával foglalkozik Potting et al. (2005), jelesül, hogy a populációk aktuális paramétereitől, továbbá az időjárástól hogyan függenek a fénycsapdák adatai.

Napjainkban a környezetvédelem, különös tekintettel a fenntartható gazdálkodásra, igen aktuális és égető probléma (Ladányi és Erdélyi, 2004). Számos modellező választotta ezt a témát vizsgálatai célpontjául (von Wirén-Lehr, 2001, Kropff et al., 2001, Harris, 1996, Cabezas et al., 2005a, b). Hasonlóan fontos a klímaváltozás hatásának, illetve az üvegházhatásnak a rovarokra gyakorolt hatását modellezni (Karafyllidis, 1988, Velichko et al., 1993). A rovarpopulációk dinamikájának előrejelzése céljából modellez Gross et al. (2005).

Hanan et al. (2002) modelljeit virtuális laboratóriumnak nevezi. Ez alatt azt érti, hogy a k természetes környezetben nem, illetve csak korlátozott mértékben megfigyelhető, illetve mérhető tulajdonságairól nyújt részletes információt.

A populációdinamikai modelleknek a döntéstámogatásban való alkalmazását állítja a középpontba Clark et al. (1979) és Marsolan et al. (1976) cikke.

Metodikai kérdéseket tárgyal, összehasonlítást végez, illetve irodalmi áttekintést nyújt a rovarpopulációk modellezéséről Cavalieri és Koçak (1999), Adams et al. (2005) és Schofield (2002). Rendkívül informatív összehasonlítását adja számos mezőgazdasági (növény-kártevő, illetve kártevő-rovarirtószer) modellnek Teng és Savary (1992).

A biológia tudomány, a matematika és az alkalmazott tudományok egy mély, átfogó, és példaértékű interdiszciplináris modellezési projektjéről számol be Cushing et al. (1996).

A populációdinamikai szimulációs modellezés során alkalmazott legfontosabb módszerek

Az alábbiakban olyan munkákat említek, melyekben a modellalkotás metodikája önmagában is figyelemreméltó.

Ringel et al. (1998), Yang és Sykes (1998) és Wakano et al. (1998) a statikus és dinamikus, míg Castañera et al. (2003), továbbá Kizaki és Katori (1999) a sztochasztikus, Fleming et al. (2002), Di Pasquale és Jacobi (1998), Camilo és Willig (1995) a determinisztikus modellezés lehetőségeit, illetve a modellek közti különbségeket elemzi.

A modellezésben regressziós módszereket alkalmaz Gross et al. (2005). A szimulációs módszerek egész sorát ismerhetjük meg Shaffer és Gold (1985), Sands és Hughes (1976), Carruthers et al. (1986), Roermund et al. (1997), Aggarwal et al. (2005), Hanan et al. (2002), Knudsen és Schotzko (1991, 1999), Fitt et al. (1995), Harmsen és Sibbald (1984), illetve Jones et al. (1984) műveiből.

A differencia- és differenciálegyenletek metodikája közti különbséget elemzi Agarwal et al. (2002), aki a kettő ötvözésére egy egészen új módszert vezet be. A mátrixalapú modellezés szép példáját láthatjuk Pichancourt et al. (2005) cikkében, Kizaki és Katori (1999) a statisztikus fizika módszerével dolgozik. Autoregresszív idősorokkal modellez Fleming et al. (2002), míg a matematikai programozás (beleértve a dinamikus és sztochasztikus programozást) módszereit alkalmazza Brown et al. (1990). Numerikus módszereket használ Seppelt (1999), Shoemaker (1973a, b, c) különféle optimalizálási eljárásokat mutat be cikkeiben, Obach et al. (2001) többváltozós statisztikai módszereket alkalmaz. A sejtautomaták módszerét használja Kizaki és Katori (1999), skálázási metódusokkal dolgozik Fleming et al. (2002).

Különböző mintavételi eljárásokat alkalmaz, illetve a validálás, érzékenységvizsgálat, kalibrálás és modellértékelés metodikai kérdéseit vizsgálja Klepper és Rouse (1991), Onstad és Maddox (1989), Ferguson et al. (2003), illetve Harmsen és Sibbald (1984).

A folytonos időszemlélet, illetve a diszkrét modellek létjogosultságát tárgyalja Mills (2001) Schofield et al. (2005), Ringel et al. (1998), Roberts és Dobson (1995), továbbá Castañera et al. (2003).

A modellezéshez szorosan hozzátartozó és sok fejtörést okozó gondot, a megfelelő adatok előteremtését, illetve az azokhoz való hozzájutási lehetőség megszerzését számos cikk szerzője nagy hangsúllyal emlegeti. Hosszútávú, pontos és egységes méréseken alapuló kísérletek,

megfigyelések, illetve megfelelő rovarcsapda-hálózatra épülő monitorozás nélkül nincs lehetőség a modellek megfelelő validálására és értékelésére. Sajnos e problémával mi is sok ízben szembesültünk munkánk során, az adathiányért bizonyos részfeladatok elvégzésének kudarcával fizettünk.

6. Időjárási szimulációs modellek és scenáriók

Az időjárás modellezésével világszerte és Európában is számos meteorológiai intézet foglalkozik a napi/heti, és a közép- (néhány tíz éves), illetve hosszabb távú (akár több száz éves), a klímaváltozást is ábrázoló előrejelzés céljával. Az általános cirkulációs, vagy más néven globális klimatikus modellek (*General Circulation Models*, vagy *Global Climate Models*, rövidítve GCM) a légkör, az óceán és a földfelszín fizikai folyamatait írják le numerikusan, ma már többnyire három dimenzióban. Egyik legfontosabb előnyük, hogy demonstrálni képesek a növekvő üvegházhatás következményeit a Föld általános klímájára nézve. A GCM-ek jellemzően durva felbontásúak (250–600 km), ennek köszönhetően jó néhány fizikai folyamat modellezésére alkalmatlanok (pl. a felhők, hegyek szerepe), s regionális alkalmazásuk előtt gondos leskálázásukra van szükség. Sajnos az időjárás modellezésének mai eredményei még számos bizonytalanságot hordoznak magukban, egymástól jócskán különböző előrejelzések születnek, melynek oka abban is rejlik, hogy a felmelegedés, a sugárzás, az óceánok áramlásának, illetve a jégmozgásnak stb. a fizikai folyamatait sem térképezték még fel maradéktalanul.

Az IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) az üvegházhatású gázok, illetve a szulfátok kibocsátásának függvényében kidolgozta a következő száz évre a várható időjárási paraméterek (havi átlagos) értékeit (NCAR-DOEGGA, NCAR-DOEGSA). Az általuk működtetett központon (*Data Distribution Centre*, DDC) keresztül az adatokat hozzáférhetővé tették. Az IPCC eredményeit ma világszerte általánosan elfogadott alapelveként alkalmazzák.

A Hadley Intézet (Anglia) által készített GCM-ek három fő típusba sorolhatóak, a későbbiek mindig a korábbiak fejlesztéseként jöttek létre, tehát amit a korábbi változatok tudnak, az érvényes a későbbiekre is:

- Légkörmodell egyrétegű óceáni és egyszerű földfelszíni modellel összekapcsolva (AOGCM Atmosphere and land-surface and Ocean General Circulation Model), mely még csak kétdimenziós, síkmodell. Ez a modell rövidtávú (néhány tíz éves) előrejelzésre alkalmas, és nem köthető naptári évhez. Ez alapján készültek az UKLO (1987) és UKHI (1990) ún. egyensúlyi klímascenáriók, melyek a földfelszín hőmérsékletét, a csapadékot, a talajnedvességet, a tengerszintet, a jégborított területek nagyságát és az óceáni jég térfogatát becsülik megkétszereződött légköri CO₂-koncentráció mellett az egyensúly beállta után. A scenáriók csak a modellbeli felbontásban különböznek. (LO = alacsony, durvább, HI = magasabb, finomabb felbontás).
- Légkörmodell 3D óceáni és 2D földfelszíni modellel összekapcsolva. A belőle készült scenárió az ún. UKTR (1992), mely a korábbi UK** modelleknek egy ún. tranzienst továbbfejlesztése: nemcsak azt tudja leírni, hogy „mi lesz akkor, ha”, hanem azt is, hogy „mi lesz addig”. Ez a modell már hosszútávú (több száz éves) előrejelzésre is alkalmas, és naptári évhez is köthető.
- Légkörmodell 3D óceáni és 3D földfelszíni (bioszféra-) modellel összekapcsolva. Ebből készültek a HadCM1 (1994), HadCM2 (1995), és HadCM3 (1998) scenáriók.

A Hadley Intézet által készített modellek is egységesen azt az általánosan elfogadott tendenciát feltételezik, mely szerint az elkövetkező évszázadban a széndioxid-kibocsátás hatására a légköri széndioxid-koncentráció megkétszereződik. Az intézet a globális modelleken kívül három regionális klimatikus modellt (*Regional Climate Model*, RCM) is készített Európára, az

Indiai-félszigetre és Dél-Afrikára. Ezek a határukon a globális modellekhez kapcsolódnak, de nyilvánvalóan sokkal finomabb felbontásúak, és rövidtávú (kb. 20 éves) előrejelzésre alkalmasak.

A *Geophysical Fluid Dynamics Laboratory* (GFDL, USA) által készített GCM-ek (GFDL2535, GFDL5564) nagy felbontású szimulációs modellek, melyek a sarkokon lévő jégvastagság változásából indulnak ki, és ezek hatásaként dolgozták ki előrejelzéseiket, figyelembe véve az üvegházhatású gázok kibocsátásának mennyiségét, illetőleg a légköri széndioxid-koncentráció mértékét. Az említett két szcenárió csak felbontásban különbözik egymástól (a későbbi finomabb felbontású). Kalibrálásukat 1765-től, illetve 1865-től indították, és végigvezették a 20. századon 1990-ig. Az előrejelzéseket a 21. századra adták meg azzal a feltevéssel, hogy évente 1%-kal növekszik a légköri széndioxid-koncentráció.

Az ECMWF (*European Center for Medium Range Weather Forecasting*), a *Max-Planck-Institut für Meteorologie*, Hamburg, a *Deutsches Klimarechenzentrum*, Hamburg és a *Meteorologisches Institut der Universität*, Hamburg közös munkájának eredményeként született meg az ECHAM (GCM-típusú) modelles család. (Ma az ötödik verzióánál tart.) A modell korábbi verziói a troposzféra klímáját (a Föld felszíne feletti 8-12 km magasságig), míg későbbi verziói már az atmoszféra középső szakaszát, a sztratoszférát is (kb. 50 km-es magasságig) leírják.

7. A szimulációs modellek által teremtett új lehetőségek

A klímaváltozás hatásának vizsgálata

A klímaváltozás kérdését a múlt század hetvenes éveiben kezdték feszegetni (Yoshida és Parao, 1976). Ekkor még elsősorban a klímaváltozás tényét próbálták igazolni, azon belül is inkább csak a globális felmelegedést említették. A nyolcvanas-kilencvenes években a klímaváltozás elemzésének folyamányaként középpontba került a klímaszcenariók létrehozásának (Barrow, 1993, Barrow és Hulme, 1996b), illetve magának az időjárási modellezésnek a feladata (Semenov et al., 1993, 1996). Ezzel egyidőben megnyílt a lehetőség a klímaváltozás hatásainak vizsgálatára, elsősorban az arra legérzékenyebb területen, a mezőgazdaságban (Harrison és Butterfield, 1998, Harrison et al., 1995, Cannell et al., 1989, Cooter, 1990, Kenny et al., 1993, Semenov és Porter, 1995, Semenov et al., 1993.) A szimulációs modellek a klímaszcenariók ötvöztetésével lehetővé tették, hogy az időben hosszadalmas és/vagy költséges, esetleg egyáltalán nem kivitelezhető kísérleti kutatásokat időről időre felváltsák a modellek és adatgenerátorok segítségével, számítógépes környezetben (ún. virtuális laboratóriumban) történő elemzések. Kifejezetten metodikai kérdéseket tárgyal Harrison (1996). Természetesen ahány szcenárió, annyi előrejelzés, ahány időjárás-generátor, annyiféle hatásvizsgálati következtetés. Mindegyik kutatás a számunkra ismeretlen jövőbeli események más-más vonzatát emeli ki, és elemzi. Ez természetesen nem baj, sőt: a hatásvizsgálatokat követően, és azok sokszínűségének megfelelően lassan megszületnek az első stratégiai válaszadások az alkalmazkodást, a megelőzést, a felkészülést illetően. A nyolcvanas években már intenzíven foglalkoznak a klímaváltozás olyan nyilvánvaló velejárójával, mint a légköri széndioxid szintjének nagyfokú emelkedésével, illetőleg ennek következményeivel (Cure és Acock, 1985, Gifford, 1979, Kendall et al., 1985, Nonhebel, 1996, Webb, 1991). A kilencvenes évek elején erről már gazdag összefoglalások is születnek (Lawlor és Mitchell, 1991, Dhakhwa et al., 1990). Ugyanakkor felméri Európa agro-ökológiai potenciálját (Cooter et al., 1991), és kutatni kezdi a klímaváltozás genetikai hatásait (Mitchell et al., 1996, Porter et al., 1995). Szintén ugyanebben az időben kezdik hangoztatni, hogy a klímaváltozás nemcsak egyenletes felmelegedés útján fog végbemenni, hanem – ahogy azóta ez egyre világosabban látszik is – magával hozza az extrémális események gyakoribb és súlyosabb megjelenését, illetőleg átmenetileg helyi – vagy akár nagy régiókra is kiterjedő – lehűlést is eredményezhet (Katz és

Brown, 1992, Barrow és Hulme, 1996a, b, Gawith és Porter, 1996, Semenov et al., 1996, Harrison, 1996, Mearns et al., 1996).

A klímaváltozás hatása a termesztett növényekre

A klímaváltozásnak a termesztett növényekre gyakorolt hatása a fent idézett munkák alapján röviden összefoglalva a következő: forráskorlátozás-mentes környezetben a felmelegedésnek köszönhetően a növények növekedése felgyorsul, a párolgás intenzívebb lesz. Nyáron a talaj nedvességtartalma és így az eltartóképesége csökken, ezért a (túl) magas hőmérséklet, illetve az erős UV-B sugárzás mellett ez lehet a harmadik legfontosabb stresszfaktor a növény számára. Emellett a megnövekedett légköri széndioxid-koncentráció kifejezetten pozitív hatással van a produkcióra. Kérdés csupán az, hogy mely faktorok milyen mértékben és intenzitással jelentkeznek majd, s ennek köszönhetően mi lesz a hatások eredője.

Nem hagyhatjuk figyelmen kívül, hogy a klímaváltozással együtt jár az extrémális események gyakoriságának növekedése, (pl. a nyári aszályok mellett a téli csapadék mennyisége várhatóan nagy mértékben megnő), ami önmagában is erős kihatással lesz a növényekre, számos szempontból is (Keating és Mainke, 1998, Richter és Semenov, 2004).

A jelenlegi kutatások szerint igazolva látszik, hogy lényegében a termesztési zónák észak felé tolódásával kell számolnunk, s Magyarországra közelítőleg mediterrán-jellegű éghajlat vár.

A klímaváltozás hatása a rovar-(kártévő-)populációkra (Ladányi, in press)

Az időjárás döntően befolyásolja a rovarok fejlődését, szaporodását és elterjedését. A Közép-Európában honos fajok különösen is hőmérséklet függőek. Viszonylagosan rövid életciklusuk miatt a rovarok fiziológiája még kisfokú hőmérsékletemelkedéssel járó klímaváltozásra is gyors és nagyfokú átalakuláson mehetnek keresztül. Ezért egy lehetséges klímaváltozás alapvető változásokat hozhat létre a kártévő-populációkban, ami a mezőgazdaság szempontjából rendkívül fontos tényező.

A hőmérséklet növekedése lényegesen átrajzolhatja a rovarpopulációk elterjedésének térképét, drasztikusan lecsökkentheti a téli mortalitás mértékét, miközben a szaporodás felgyorsulhat, mértéke növekedhet, a vegetációs időszak kitolódhat, ami együttesen akár új generációk megjelenését is eredményezheti. A rovarok migrációs szokásai is megváltozhatnak, korábban nem tapasztalt mértékű kártévő inváziók robbanhatnak ki. A növényi és állati fajok fenológiai átalakulásával a növény–kártévő kapcsolat is lényeges változáson mehet keresztül, ami az egyensúly felborulását és a mezőgazdaságban a terméskárok magas kockázatát eredményezheti. Ahogy a növények termesztési zónái, úgy a rovarok megjelenési régiói is észak felé tolódhatnak.

Számos kutatás foglalkozik a klímaváltozás növényekre, illetve rovarokra gyakorolt hatásával, a legmeggyőzőbb választ e kérdésekre mégis akkor kapjuk, ha a növény–rovar-populációkat a klímaváltozás függvényében együttesen vizsgáljuk. A felmelegedés egyes rovarokra ugyan negatív hatással lehet, a fajok többségére azonban pozitívan hat, ami együtt jár a növények kártévővel szembeni fokozottabb esendőségével. Az erdők növény–rovar együtteseit vizsgáló számos kutató hívta fel már a figyelmet arra, hogy a felmelegedés során a fák kártévőkkel szembeni nagyobb fokú védtelenségének egyenes következményeként kell számolnunk az egyre gyakoribb erdőtüzsekkel (Ayres és Lombardero, 2000). Hanson és Weltzin (2000) hasonló eredményekre jutott, amikor a hosszabb csapadékmentes időszakok gyakoriságának növekedését és annak várható következményeit elemezte.

Coops et al. (2005) az extrém események fokozódó gyakoriságának és súlyosságának következményeit is vizsgálta. Egy általa megalkotott térbeli modellező technika segítségével

mutatta be, hogy a klímaváltozás hatására hogyan alakul a rovarpopulációk földrajzi elhelyezkedése. Éves és dekádos felbontásban is térképek sorával plasztikusan ábrázolta az egyes fajok előfordulási zónáinak eltolódását. Megítélése szerint a kártevők megjelenésének ideje lényegesen megváltozhat, sőt maga az időpont is igen változékonnyá válhat, súlyossága fokozódhat, és ezzel az előrejelzés sokkal nehezebb feladat lesz, mint napjainkban, holott az ma sem egyszerű számunkra.

Az emelkedő hőmérsékletnek és a gyakrabban előforduló nagy mennyiségű csapadékhullásnak a rovarok fenológiájára gyakorolt közvetlen és közvetett hatásait elemzi Klok és Chown (2001).

Powell és Logan (2005) scenáriós vizsgálatai alapján arra figyelmeztet, hogy még kisebb fokú hőmérsékletváltozás is (legyen az akár melegedés, akár lehűlés) az első, és minden további nemzedék peterakási időpontját oly mértékben tolhatja el, hogy egyes fajok esetén ez az egész életciklus rendjének felborulásához vezethet, ami bizonyos fajok kihalását idézheti elő. Ez a mezőgazdaság szempontjából nézve különösen akkor veszélyes, ha a kártevők természetes ellenségei tűnnek el így egyes régiókból.

Egy táplálékhálózat szemszögéből nézve a klímaváltozás

- közvetlenül hat a növények növekedésére,
- fiziológiai hatással van a növények kártevő elleni védelmére,
- és közvetett hatással van a növényekre a kártevő populációkban végbemenő ragadozó-zsákmány, versengő és kölcsönösen segítő kapcsolatok megváltozásán keresztül (Ayres és Lombardero, 2000).

A légköri széndioxid-koncentráció növekedése a kutatók mai álláspontja szerint közvetlenül ugyan nincs hatással a rovarokra (vagy ha mégis, akkor igen enyhe és lassú, s akkor is inkább pozitív visszacsatolás érvényesül a rovarok gyors, akár dekádok alatt végbemenő genetikai változásának képessége miatt), ámde a növény-rovar együttesek kapcsolatát lényegesen befolyásolhatja. A növény nitrogénháztartása a széndioxid-koncentráció növekedtével megváltozhat, ami így közvetett módon a növényevő rovarpopulációkra is hatással lehet. Flynn et al. (2005) vizsgálatai szerint a széndioxid-koncentráció növekedése elsősorban nem a növények magasságára, illetve biomasszájára hat, hanem inkább a növekedés ütemére. Ezt a hőmérséklet növekedésével, illetve annak a rovarokra nézve serkentő hatásával egybevetve a rovarok kártételének robbanásszerű emelkedésével kell számolnunk, különösen pedig azoknál a növényeknél, melyeknél a széndioxid-koncentráció pozitív hatásai enyhébb formában jelentkeznek.

Mindezidáig az irodalomban főként a hőmérséklet, a csapadék (páratartalom), illetve a széndioxid-koncentráció növekedésének hatásvizsgálatával találkozunk. Buxton (2004) hívja fel a figyelmet arra, hogy a napsugárzás bizonyos faktorai, illetve azok változásai legalább akkora jelentőséggel bírhatnak, mint az eddig vizsgált időjárási tényezők.

A klímaváltozás rovar-(kártevő-)populációkra gyakorolt hatásának mezőgazdasági aspektusai

Mint ahogyan azt az előző szakaszban érintettük, a klímaváltozásnak a növény-rovarpopulációkra gyakorolt hatása az időjárási tényezők (hőmérséklet, csapadék, páratartalom, napsugárzás), a talaj (esetleg szintén megváltozott) tulajdonságai, a légköri széndioxid és a toposzféra ózontartalmának együttes hatásaként alakul ki. A mezőgazdasági produktivitást közvetlen (a növény szintjén jelentkező) és közvetett (az ökológiai rendszer szintjén megjelenő) hatásmechanizmusok fogják meghatározni. A megemelkedett légköri széndioxid-koncentráció következményeként a terméseredményeket tekintve (bizonyos területeken, bizonyos közösségekre) számos pozitív hatásra számíthatunk, ilyenek az erősebben stimulált

termésképződés, az optimálisabb forrásfelhasználás (a növény részéről), a gyomokkal szembeni versengésben egy jobb pozíció megszerzése, az ózon kisebb fokú mérgező hatása, vagy a kártevőkkel szembeni nagyobb fokú ellenállás. Ámde mindezen pozitív hatások semmissé válhatnak – legalábbis egy bizonyos mértékben – a felmelegedés miatt. A felmelegedés a növények fejlődését felgyorsítja, miközben a magban a szárazanyag-felhalmozódás mértéke késik, a megnövekedett vízigény miatt a növény forrásfelhasználása veszít hatásosságából (a sérült talaj–növény kapcsolat miatt), miközben a gyomok fejlődése egyensúlyban marad, a rovarok fejlődése pedig fokozódik. A mérsékelt égövben a mezőgazdasági kártevők kisebb téli mortalitása, az északabbra fekvő területeken pedig inkább a fenológiai változások lesznek túlsúlyban. Mivel a növény és az azt fogyasztó kártevők a megváltozott időjárási faktorokra egyéni módon reagálnak, ezért a rendszer fenológiai ritmusa felborulhat, a térbeli és időbeli eltolódások régióként eltérhetnek. Mindezeket figyelembe véve nem nehéz elképzelni, hogy az előrejelzés már most milyen összetett és kockázatos tevékenységgé vált, s lényeges javulásra a későbbiekben sem számíthatunk, sőt. Mégis elmondható, hogy a közép-európai térségben a felmelegedés negatív hatásai várhatóan erőteljesebben fognak érvényesülni, mint a légköri széndioxid-koncentráció növekedésének pozitív következményei (Fuhrer, 2003).

Még nem érintettük a növényvédelem problémakörét. Az elmúlt évszázad közepén a növényvédelem és az intenzív vegyszeres beavatkozás közé mintegy egyenlőségjelet tettek. A kedvező időjárás és/vagy a kártevők ügyes alkalmazkodása miatt ráadásul a vegyszerek mennyiségének állandó növelésére kényszerültek a gazdálkodók. Hamar kiderült azonban, hogy ez hosszútávon nemhogy megoldás nem lehet, de akkora károkat okoz a környezetben, hogy az a mezőgazdaság fenntarthatóságát erősen megkérdőjelezi. Pedig hát a klímaváltozásra való felkészülés rövidlátó politikája szintén a vegyszerekben reménykedik. A múlt század vége felé intenzív kutatások kezdődtek a holland wageningeni iskolában a növényvédelem más jellegű megoldásának céljával, s eredményeiket hamarosan a gyakorlatba is átvitték (van Lenteren, 2000). Mára az Észak-Európában termesztett szinte összes melegházi haszonnövény kártevők elleni védelmét megoldották természetes ellenségek bevetésének segítségével. Sajnos hazánkban ilyen látványos eredményekkel nem dicsekedhetünk, de a probléma magyarországi megoldását a fenntartható mezőgazdaság elsődleges céljai közé kell sorolnunk. A nehézség azonban óriási: a klímaváltozás a növény–rovar-populációkra gyakorolt fent vázolt, az egyensúlyt alapvetően támadó hatásmechanizmusa miatt még a wageningeni ígéretes eredményeket is megsemmisítheti, s ezzel a mezőgazdaság kockázatát még e téren is rendkívül megnövelheti.

A döntéstámogató rendszerek

A szimulációs modellezésnek – a klímaváltozás vizsgálatát támogató lehetősége mellett, és attól sokszor nehezen különválasztható módon – egy másik fontos alkalmazási területe a döntéstámogatás.

A szimulációs modellezés tudományának izmosodásával egyidőben vetődött fel annak igénye, hogy az eredményeket ne csupán a kutatók körében tegyék ismertté, hanem a nagyon konkrét alkalmazást is elősegítsék, azaz a (különféle szintű) gazdálkodók számára egyfajta elemző–tanácsadó rendszert (rendszereket) hozzanak létre. Így indult útjára a döntéstámogatás diszciplínája, ami a már korábban életre kelt tudományterületek szintéziseként látott napvilágot. A döntések lehetséges következményeinek felmérésével és az azokra adható válaszokkal foglalkozó fiatal és intenzíven fejlődő komplex tudományágat döntéselemzésnek (*decision analysis*), a tanácsadást is feladatául tűző diszciplínát döntéstámogatásnak (*decision support*), az ilyen módszerekből képzett rendszereket döntéstámogató rendszereknek nevezzük (*decision support systems*).

A döntéstámogató rendszerek főbb aspektusai lényegében a jövedelmezőség–fenntarthatóság–kockázatelemzés hármasköréhez fűződnek (Belcher et al., 2004, Singh és Thornton, 1992, Singh et al., 2002). Az adatok hozzáférhetőségét biztosító legegyszerűbb formájától indulva a modellek futtatását támogató, az eredményekhez a szakértők elemzését is rendelkezésre bocsátó és a klímaváltozás hatásait vizsgáló rendszereken át szintjei az optimalizáló, rövidtávú (taktikai) és hosszútávú (stratégiai–politikai) döntésekben tanácsot adó szolgáltatásokig terjednek. Sok esetben egyszerű, felhasználóbarát grafikus környezettel kiegészítve alkalmazása a legkisebb farmok (kevésbé képzett) gazdálkodói számára is lehetővé válik, míg a legfelsőbb döntésekhez is készültek támogató rendszerek képzett szakemberek számára. Az alkalmazás eredményeiről különböző fejlettségű országok egyaránt pozitív képet nyújtanak (Baethgen és Magrin, 2000).

A döntéstámogató rendszerek fejlődésének új iránya az anonim szakértői csoportok on-line tanácskozó testületének munkáját segítő (Wierbiczki et al., 2000, Kovács, G. J. 2004).

8. Szimulációs modellek a világ különböző tájairól

Az alábbiakban a világon legismertebb modelleket mutatjuk be röviden, táblázatos formában. A felosztás kicsit önkényes, a besorolás inkább a modellek fő sajátosságai alapján történt, hiszen egyes modellek több kategóriához is tartozhatnak. Hivatkozást csak a munkánk során számunkra legfontosabb modellekhez adunk. Ezeket a modelleket csillaggal jelöljük.

Időjárás-generátorok

A szimulációs modell(család) neve	Származási hely	Tartalma	Specifikuma
CLIMAK	Olaszország	időjárás-generátor	
CROP*	Magyarország	időjárás-generátor	
MAGICC	Anglia	földfelszíni hőmérséklet és tengerszint éves átlaga az üvegházhatású- és kén-dioxid- gáz kibocsátás függvényében	SCENGEN kapcsolódás
SCENGEN	Anglia	GCM-kísérleti adatbank alapján működő szcenárió-generátor	SCENGEN kapcsolódás
Solar radiation generator*	Magyarország	napsugárzás-generátor	

CROP Semenov et al., 1990, Racskó et al., 1991, Gerendai et al., 1991

Solar radiation generator Fodor et al., 2000

Talaj-időjárás-modellek

A szimulációs modell(család) neve	Származási hely	Tartalma	Specifikuma
ACCESS*	Anglia	klímaváltozás és agrárgazdálkodás hatása a talajra	magyar résztvevők a validálásban
BOWAEIN	Németország	talaj-víz	beépíthető modul ld. AGROSYM, TRITSIMA

A szimulációs modell(család) neve	Származási hely	Tartalma	Specifikuma
BYM	Franciaország	talaj–víz csapadékszimuláció	
CENTURY	USA	talaj–időjárás	a klímaváltozás hatásai
CLIMAK	Olaszország	időjárás-generátor	
DEMETER_SOIL_MOD	Németország	talaj tápanyagforgalom	TRITSIM kapcsolódás
GLOBAL	Szlovákia	talaj–víz	nem homogén talajra
SOMM	Oroszország	szervesanyag áramlás a talajban	

ACCESS Rounsevell et al., 1996

Talaj–növény–időjárás-modellek

A szimulációs modell(család) neve	Származási hely	Tartalma	Specifikuma
4M*	Magyarország	talaj–növényi növekedés–időjárás	klímaváltozás hatásvizsgálatára alkalmas agrotechnikai változókat kezel
AFRCWHEAT*	UK	gabonafélék növényi növekedés–időjárás	a klímaváltozás hatásvizsgálatára Európában a legelterjedtebb
AGROSIM	Németország	téli búza talaj–növényi növekedés–időjárás	BYM és TRITSIM kapcsolódás
CERES-WHEAT* CERES-MAIZE* CERES-CANOLA*	USA	gabonafélék talaj–növényi növekedés–időjárás–agrotechnika	fiziológiai + statisztikai CO2 növekedés-vizsgálat klímaváltozás napi léptékű hőösszegekváltozók rövid és hosszútávú döntéstámogatásra alkalmas
CROP*	Magyarország	növényi növekedés–időjárás	egy időjárás generátort tartalmaz
CROPS	Kína	talaj–növényi növekedés–időjárás	
CROPSIM*	Canada	talaj–növényi növekedés–időjárás	

A szimulációs modell(család) neve	Származási hely	Tartalma	Specifikuma
CropSyst*	USA	talaj–növényi növekedés–időjárás	Olaszországban, Tunéziában is több növényre validálták, a klímaváltozás hatásvizsgálatára alkalmas
DAISY	Dánia	talaj–növényi növekedés–időjárás	
ELCROS BACROS SUCROS MACROS	Wageningen, Hollandia	C3, C4 talaj–növényi növekedés–időjárás	forráskorlátozás hatása
GLYCIM*	USA	szója talaj–növényi növekedés–időjárás	óránkénti lépés CO2 növekedés-vizsgálat
GOSSYM	USA	gyapot talaj–növényi növekedés–időjárás	agrotechnikai stratégiák vizsgálata
HYBRID	Anglia	általános növénytípusok a vízben oldott tápanyagok körforgalma	a klímaváltozás hatása
MAIZE WHEAT	USA	speciális növényi növekedési modell kukoricára, búzára	
OILCROP_SUN	Spanyolország	napraforgó	CERES-változat
ORYZA	Wageningen, Hollandia	rizs talaj–növényi növekedés–időjárás	forráskorlátozás hatása
SHOOTGRO	USA	talaj–növényi növekedés–időjárás	aprólékos fenológiai levélnövekedési almodellek
SIRIUS*	Új-Zéland UK	gabona biomasszanövekedés	jelenleg is fejlesztés alatt Európában gyakran alkalmazzák DSS és kutatás
SOYMOD*	USA	szója növényi növekedés	költségmegtérülés modulja DSS alkalmazásra készült
TRITSIMA	Németország	kultúrnövények talaj–növényi növekedés–időjárás	BYM és AGROSIM kapcsolódás

4M Fodor et al., 2002, Fodor és Kovács, G. J., 2003
AFRCWHEAT Porter, 1993

CERES Ritchie és Otter, 1985, Jones et al., 1986, Alagarsamy és Ritchie, 1990, Curry et al., 1975, Wilkenson et al., 1983, Decker és Achuteni, 1988, Dhakhwa et al., 1990, Dhakhwa, 1991, Cooter, 1990, Cooter et al., 1991, Hodges et al., 1986, Acock és Trent, 1991, Haskett et al., 1997. CROP Semenov et al., 1990, Racskó et al., 1991, Gerendai et al., 1991
 CROPSIM Hunt, 1994
 CROPSYST Stöckle és Nelson, 1994
 GLYCIM Acock és Trent, 1991
 SIRIUS Jamienson et al., 1998
 SOYMOD Curry et al., 1975

Populációdinamikai, illetve növény-kártevő-modellek

A szimulációs modell(család) neve	Származási hely	Tartalma	Specifikuma
BLAYER*	USA	kártevő migráció előrejelzés a kukoricában	
BWDISP*		kártevők a gyapokban	
ECOTOPE*	Németország	talaj–növény–kártevő	növényvédelmi célzatú
FOODWEB	Canada	vízi életközösségek táplálékhálózata	ragadozó–zsákmány-mátrixmodell
FVS*	USA	erdő növekedési modell kártevő modullal	előrejelzésre alkalmas
INTERCOM*	Wageningen, Hollandia	haszonnövény–gyom kompetíció	
INSIM*	Wageningen, Hollandia	rovar populációdinamikai/fenológiai modell	előrejelzés funkció
ROOTWORM*	USA	kukorica–kártevő a vetés időpontjától függő rovar-fenológia	klímaváltozás hatásvizsgálatra alkalmas

BLAYER Paegle és McLawhorn, 1983
 BWDISP McKibben et al., 1991
 ECOTOPE Seppelt, 1999, 2000, 2001
 FVS Crookston és Dixon, 2005, Dyck, 1999
 INTERCOM Kropff és Laar, 1993.
 INSIM Mols, 1990, 1992
 ROOTWORM Norango és Sawyer, 1989

Oktatás céljából készült szimulációs modellek

A szimulációs modell(család) neve	Származási hely	Tartalma	Specifikuma
APT	Olaszország	talaj–növényi növekedés–időjárás talajértékelés	az agroökológiai döntések tervezésének oktatásához tervezés
CROP_ECOLOGY	Wageningen, Hollandia	talaj–növényi növekedés–időjárás	A SUCROS oktatási célú változata

A szimulációs modell(család) neve	Származási hely	Tartalma	Specifikuma
POPDYN	Wageningen, Hollandia	növény-kártevő populációdinamikája	számos klasszikus modellt tartalmaz
POPULUS	USA	populációdinamika genetika evolúció	

Szaktanácsadás, döntéstámogatás

A szimulációs modell(család) neve	Származási hely	Tartalma	Specifikuma
APSIM*	Ausztrália	Talaj–növény–farm-gazdálkodás tanácsadó szintjei: tervezés–értékelés–stratégia–kockázat	
CARE	USA	agrárgazdasági lépések befektetés–megtérülés modellje	
CATCHCROP	Ausztrália, Thaiföld	talaj–növényi növekedés	felhasználóbarát <i>what-if</i> modul
CROP_SPECIALIST_CL	Anglia	talaj–növényi növekedés növényvédelem	kisgazdálkodóknak
DSSAT*	USA	talaj–növény–stratégia	CERES, CROPGRO kapcsolódás előrejelzésre a szimuláció akár 50 évre is történhet a jövőbe
4M-ECO*	Debrecen, Magyarország	tápanyag-szolgáltató szaktanácsadó rendszer	
FARM	Wageningen, Hollandia	talaj–növény–géphasználat–haszonállat	kisgazdálkodóknak
GUICS*	USA	Talaj–növény–atmoszféra farmgazdálkodás tanácsadás	felhasználóbarát grafikus környezet
HERMES*	Wageningen, Hollandia	víz–N-forgalom növényi növekedés trágyázási tanácsadó	más növényi növekedési modellhez könnyen kapcsolható
IDSS*	USA	on-line tanácsadó szolgálat	
RICEPSM	USA	rizs fiziológia	a beavatkozások idejének tervezéséhez

APSIM www.apsru.gov.au/aspru/Products/publicat1.html

DSSAT Caldeira és Pinto, 1998

4M-ECO Sulyok et al., 2003, 2004, Fodor et al., 2004

GUICS Acock et al., 1998, Timlin et al., 2002

HERMES Groot és Verberne, 1991, Kersebaum, 1995, Kersebaum és Rishter, 1991, Keulen et al., 1982
IDSS Gadomski, 1997

A szimulációs modellek összehasonlítása

A szimulációs modellezés egy önmagában is érdekes ága a modellek összehasonlítása. Ezt az adaptációt megelőző modellválasztás, illetve klímaváltozás hatásvizsgálatának céljából is végzik (Wolf et. al., 1995, Jamieson et al., 1998). Magyar képviselőit alább külön megemlítem.

9. Magyar modellek, magyar modellezők

A modellezésnek Magyarországon is nagy hagyománya van. Az időjárás–növény modellezésének elvi és különösen az őszi búzára vonatkozó gyakorlati kérdéseivel Varga-Haszonits Zoltán a nyolcvanas évektől kezdődően foglalkozik (Varga-Haszonits, 1987a,b, 1992, 1995, Varga-Haszonits és Harnos, 1988)

A fenti növényi növekedés–időjárás szimulációs modellekhez hasonló, nagy volumenű, ún. CROP-modell Magyarországon is készült már a kilencvenes években (Semenov et al., 1990). A modell egy időjárás-generátort is magában foglal, melyet a későbbi, klímaváltozás hatását vizsgáló kutatások során önmagában is sok esetben és sokoldalúan alkalmaztak (Racskó et al., 1991, Gerendai et al., 1991).

A magyar mezőgazdaság agro-ökológiai potenciáljának felmérése a 80-as évek elején fejeződött be (Harnos és Györfy, 1979, Láng et al., 1983). Ezzel egyidőben és azóta a termés–időjárás kapcsolat elemzésével Magyarországon számos kutató foglalkozik, többek között a kapcsolat modellezésének kérdéseivel Harnos, A. (1994, 1995), a termésátlag alakulásának vizsgálatával József (1983), József et al. (1986), Kovács, M. és Zsigmond (1980), illetve Sebestyén (1977). Különös figyelmet szentel az aszályra Baráth et al. (1993) és Cselótei et al. (1994). A klímaváltozás egyre aktuálisabb és sürgetőbb hazai kérdéseivel Harnos, Zs. et al. (1996), Harnos, N. (2000), Harnos, N. et al. (2002b), továbbá Kovács, G. J. és Dunkel (1988), illetve Kovács, G. J. (1998) munkáiban találkozunk. A széndioxid-növekedés hatásait többek között Tuba et al. (1994, 1996), Bencze et al. (2000), Veisz et al. (1996), illetve Harnos, N. et al. (2002a) elemzi részletesen. Munkájába számos hazai és külföldi munkatársát bevonva Harnos, Zs. (1991) az alkalmazkodó mezőgazdaság lehetőségeit kutatja, míg a termésátlagok matematikai modellezéséről szól Dobos (1978) munkája.

A növények terméshozamának talajjal kapcsolatos törvényszerűségeit térképezi fel többek között Kovács G. J. (1997, 2003) és Kovács, G. J. és Németh, T. (1995) modellező munkája. Az agro-ökológiai modellezésről az oktatási és kutatási segédlet feladatát is ellátó összefoglaló Rajkai et al. könyve (2004). A szimulációs modellek elméleti és gyakorlati kérdéseit Dobiné Wantuch (1997) tárgyalja, szimulációs modelleket elemez, tesztel, illetve adaptál Kovács, G. J. et al. (1995), Harnos, N. és Kovács, G. J. (1999), Kovács, G. J. (1995), Fodor és Kovács, G. J. (2005), Nagy, J. et al. (1994), Németh, T. (1996), illetve Máthéné-Gáspár et al. (2005).

Külön figyelmet érdemel a hazai megalkotóit dicsérő, viszonylag friss szimulációs modellrendszer, a 4M (**Magyar Mezőgazdasági Modellezők Műhelye**) (Fodor et al., 2002, Fodor és Kovács, G. J., 2003). A szoftver a CERES-modellből származik, ámde hazai adaptálásán és bővítésén túl formáját tekintve is jelentősen eltér attól: felhasználása moduláris szerkezetének köszönhetően leegyszerűsödött, hogy a döntéstámogató funkciót is képes legyen betölteni. A TAKI és a SOTER adatbázisait használva a talaj–növény–időjárás kapcsolatát írja le napi léptékben kalkulálva a talaj és a növény víz-, nitrogén-, foszfor- és káliumforgalmát. A hazai legfontosabb szántóföldi növényekre: a búzára, a kukoricára, a cirokra, az árparra és a kölesre

alkalmazható. Az időjárási paraméterek helyett klímaszcenáriók által előrejelzett adatokkal kiválóan alkalmas a klímaváltozás hatásvizsgálatára, továbbá agrotechnikai módosításokkal is képes bánni. A modellt tápanyag-szolgáltató szaktanácsadás céljából a debreceni kutatók továbbfejlesztették (4M-ECO), így létrejött a 4M első működő döntéstámogatásban alkalmazott formája (Sulyok et al., 2003, 2004, Fodor et al., 2004).

A táplálékhálózatok szerkezetéről és a táplálékhálózatban megbúvó rejtett fajkölsönhatásokról Jordán (1998, 2001) ad áttekintést. A táplálékhálózatok megbízhatósági elemzésével, a kulcsfajok kérdésével, újabban egyre több magyar szerző cikke foglalkozik (Jordán és Molnár, 1999; Jordán et al, 1999; Jordán, 2000).

Az alkalmazott ökológiai kutatások területén azonban hazánkban sokkal kevesebb publikáció születik a táplálékhálózatok vonatkozásában. A világon eddig rekonstruált táplálékhálózatok döntő többsége sziklás tengerpartok vagy korallszirtek ökoszisztémáival foglalkozik. Magyarországról mindeztáig egyetlen publikált táplálékhálózat ismert Jermy és Szelényi igencsak koros (1958) cikkéből, ez viszont az őszi búza állattársulásairól szól. A hazai édesvízi élőhelyek kvantitatív zoocönológiai feltárásáról és vizsgálatáról már jóval több cikk szól, és ezek között újabbak is vannak (Hufnagel és Stollmayer, 1999, Csörgits és Hufnagel, 2000a;b, Bíró és Hufnagel, 2001a;b, Varga és Hufnagel, 2001). Az agro-ökoszisztémák vonatkozásában pedig főleg kártevő rovar együttesekkel foglalkoztak (Hufnagel et al, 1999a, Ferenczy et al, 1999). A közösség-ökológiai kutatások módszertani kérdéseiről szintén több publikáció ismert (Hufnagel et al, 1999b;c;d; Gaál és Hufnagel, 1999; 2000; 2001), de ide kell sorolnunk a mezőgazdasági rendszerek vizsgálatának kérdéseivel foglalkozó módszertani tanulmányokat is (Harnos, 1991). A környezetvédelem céljaihoz alkalmazkodva is kidolgoztak ökoszisztémákat szimuláló modelleket (Nováky et al, 1990), amelyekben táplálékhálózatok is szerepelnek, ezek azonban elsősorban a klasszikus *Lotka-Volterra*-típusú kölsönhatásokra építenek, és nem veszik figyelembe az abiotikus környezeti hatásokat.

A mezőgazdasági rendszerekkel kapcsolatos modellek többsége ennek szöges ellentéte, hiszen ezek többsége a talaj-növény-éghajlat-rendszerrel foglalkozik, hasonlóan az ugyanezen rendszerrel kapcsolatban kidolgozott empirikus közelítésekhez (Gaál, 1997a;b; 1998), ezen munkákból azonban általában kimaradnak a kártevők és kórokozók, valamint ezek természetes ellenségeinek vizsgálata.

C. A kockázat szerepe a döntésekben

1. A kockázat figyelembevételének szükségessége az agrárgazdaságban

Az előző fejezetekben lépésről lépésre bemutattuk az elméleti ökológiai modellek útját a gyakorlatban jól alkalmazható szimulációs modellek felé, s azt, hogyan hívjuk ezeket a modelleket segítségül döntéseink során. Minden döntésünknel figyelembe kell vennünk annak hatásait és következményeit a jövőre nézve, lényegében ennek elemzése eredményeképpen jön létre a döntés maga. A legnagyobb gond ilyenkor abból ered, hogy a következményeket többnyire nem ismerjük pontosan a döntésünk pillanatában. Különösen is igaz ez az agrárgazdaságban. A feladat tehát, hogy az ebből az ismerethiányból eredő kockázatot helyesen kezeljük.

Bár a kockázat meghatározó szerepével mindenki tisztában van, a kockázattal foglalkozó tudományt (*risk analysis*) mégis késlekedve kezdik hasznosítani a gyakorlatban. Néhány kormány tudatos lépéseket tesz az agrárgazdaság kockázatainak csökkentésére, ilyen az Európai Unió országokban bevezetett ártámogató ún. *Common Agricultural Policy*, illetve az USA-ban használatos számos támogató program. Napjainkban azonban még helyes (támogató) kormánypolitika esetén is növekszik a farmergazdaságok kockázata, hiszen a világpiaci megállapodások (*World Trade Organization*) az áruk és árak liberalizálása felé viszik a gazdaságokat, ami az egyre erősebb verseny kibontakozásához, ezzel együtt pedig a gazdaságok egyéni kockázatának robbanásszerű növekedéséhez vezet.

2. A kockázatelemzés alapjai

A kockázatelemzésnek, bár igen fiatal tudományágnak mondható, már régóta vannak általánosan rögzített fogalmai és módszerei. A tudományterület alapjait Knight fektette le 1933-ban. Hosszú évtizedek után is még az ő általa felvázolt struktúrát követik Raiffa (1968) és Schlaifer (1959, 1969) könyvei is, melyeket az Egyesült Államok egyetemének üzleti kurzusain tanítottak. A kockázatelemzés a 70-es években kapott új lendületet, és kezdődött fejlődésének dinamikus időszaka. Ezt az időszakot fémjelzi Barry (1984), Lindley (1985), Robison és Barry (1987), illetve Gregory (1988) a témában gondos alapokat nyújtó munkája. Barry az agrártudomány kockázatával kiemelten foglalkozik. Halter és Dean (1971) könyve, illetve Dillon (1971) irodalmi áttekintése is különös figyelmet fordít az agrártudományi alkalmazásokra. A kockázatelemzést már komolyabb matematikai alapokra helyezi, és így a mélyebb matematikai apparátus felhasználásával jelentős előrelépést jelent Spetzler és von Holstein (1975), Smith (1988), Smith és Mandac (1995), valamint Pratt et al. (1995) munkássága. Anderson et al. műve (1977) igen átfogó, tanulságos agrártudományi alkalmazásokban bővelkedik, és a kockázatelemzés operációkutatási aspektusait is részletesen tárgyalja. Clement (1996) műve már a modern kockázatelemzés általános leírására vállalkozik, külön fejezetet szentel az adatok kezelésére és az akkor aktuális döntéstámogató szoftverek részletes bemutatására. Just (2003) műve gazdag kitekintést nyújt az elkövetkező 25 év fejlődési lehetőségeire, különös tekintettel az agrárgazdaságban fellépő kockázat kezelésére. Hardaker et al. (2004) könyve ma a legidősebb tanulmány az agrártudományban fellépő kockázat kezeléséről, páratlan irodalmi és szoftver áttekintéssel.

Az agrárgazdaság kockázatának legalapvetőbb típusai a teljesség igénye nélkül:

- *A termés kockázata* az agrárgazdaság legnyilvánvalóbb kockázata. A környezet és az időjárás bizonytalanságából adódó kockázat, mely a termés mennyiségét, minőségét, beruházási és termesztési költségeit, illetve az időbeosztást közvetlenül és jelentős mértékben meghatározza.

- A *pénzügyi kockázat* lényegében a piaci árak bizonytalanságából, illetve a banki feltételekből adódó kockázat, amely közvetett módon szintén főként a környezet és az időjárás bizonytalanságából fakad.
 - A *piaci kapcsolatok kockázata* a piaci folyamatok bizonytalanságából adódó, és a piaci partnerkapcsolatokra ható kockázat. Itt a lokális/globális politikai és gazdasági feltételek kapnak döntő szerepet.
 - A *személyi feltételek kockázata* a gazdálkodásban résztvevő személyek betegségéből, balesetéből, halálából, illetve egyéb körülményeiből adódó kockázat. Sok egyéb faktor mellett itt gondolnunk kell az időjárás extremitásából fakadó kockázat szerepére is.
 - A *politikai kockázat* a kormány agrárpolitikájából fakadó döntéseinek kockázata a gazdálkodásban résztvevők, illetve az egész állam számára.
- Munkánk során mi elsősorban a termés kockázatával foglalkoztunk.

3. A kockázatelemzés feladatai, lépései

1. A kockázati környezet meghatározása – a stratégiai környezet: a kockázatban szereplő személyek, szervezetek és azok kapcsolatainak feltérképezése; a szervezeti környezet: a célok, a lehetőségek és a kockázati felelősség meghatározása; a kockázati menedzsment: a kockázat elemzésébe belevett terület határainak felrajzolása, a prioritások meghatározása
2. A kockázattal rendelkező döntési kérdés megfogalmazása
3. A probléma strukturálása: a lehetőségek és a következmények felsorolása, a szükséges egyszerűsítések elvégzése
4. A probléma elemzése: a lehetőségek és a következmények matematikai leírása
5. Számítás és döntés
6. A döntés kivitelezése
7. Monitorozás és utólagos értékelés

Az agrárgazdaságban a kockázatelemzéssel kapcsolatos feladatok különösen is összetettek, vegyük sorra a legfontosabb nehézségeket:

- A kockázat teljes körű felméréséhez, illetve a döntéshez nem rendelkezünk megfelelő mennyiségű és minőségű adattal. Ennek megfelelően a helyes adatgyűjtés (monitorozás), -tárolás, illetve az adatok hozzáférhetővé tétele alapvetően szükséges az eredményes munkához.
- A probléma leírásához nagyszámú, egymástól nem független változó szükséges, tehát a probléma megfelelő egyszerűsítése, redukálása elengedhetetlen.
- A döntést rendszerint nem egy személy végzi, ezért a különböző személyek esetleg egymásnak ellentmondó célkitűzéseit igen nehéz maradék nélkül figyelembe venni. Ezt a probléma minél egyszerűbb, világosabb és egzaktabb matematikai megfogalmazásával és értékelésével lehet csökkenteni.
- Rendszerint nem egyetlen döntést, hanem nagyszámú, egymáshoz szorosan kapcsolódó döntést kell hozni. A döntések egy része súlyos, illetve irreverzibilis következményekkel járhat, melyek a későbbi döntéseket is nagymértékben befolyásolhatják. A helyes kockázatelemzés nem egyetlen döntést, hanem egy megfelelően megválasztott döntéscsomagot, egy komplex stratégiai tervet készít elő.
- A környezet, amelyben a döntés születik, igen változékony. A döntés környezetének matematikai modellezése, illetve szimulációja ezen a ponton szorosan kapcsolódik a kockázatelemzéshez, azt nagymértékben támogatja.

4. A kockázatelemzés legfontosabb elemei

Kockázat és bizonytalanság

Minden tudományos tevékenység esetében fontos, hogy világos fogalmakat használjunk. Fokozott figyelmet kell azonban fordítanunk erre egy olyan fiatal tudományterület esetében, ahol a terminológia még nem rögzített, képlékeny, az angol nyelvű szakirodalomban is csak most van kialakulóban, éppen ezért bizonyos fogalmakra több kifejezés is elterjedt, illetve különböző fogalmakat azonos szóval/szavakkal jelölnek. Számos fogalomra pedig még nem is létezik általánosan elfogadott (rögzített) magyar megfelelő. Az utóbbi fogalmak használatakor megadjuk a szakirodalomban használt angol megfelelőt is.

A továbbiakban megkülönböztetjük a kockázatot a bizonytalanságtól. Kockázatról fogunk beszélni, ha az ismeretlen jövőbeli események, kimenetek, illetve azok valószínűségei vagy legalábbis azok becslései ismeretében a következményeket vizsgáljuk, bizonytalanságról szólunk, ha ezek az események, illetve valószínűségek nem ismertek. A kockázat tehát bizonyos döntések következményeire, míg a bizonytalanság magára a jövőbeli eseményre utal. Mindennapos döntésekben a kockázatnak nincs különösebb jelentősége, de gazdasági döntésekben, minél nagyobb horderejű, illetve minél hosszabb távú döntésről van szó, a bizonytalanság annál nagyobb, s ezzel a kockázat elemei, vagyis a döntések pozitív, illetve negatív következményei annál élesebben elkülönülnek egymástól. Napjainkban a gazdasági döntésekben nem hagyható figyelmen kívül a kockázat.

Árnyékkockázat (downside risk)

Árnyékkockázat jelenik meg, ha döntésünket egy „legvalószínűbb becslésre” alapozzuk, és a vizsgált eloszlás negatív irányban ferde, azaz az eloszlás módusza nagyobb, mint a várhatóértéke. Ekkor termésveszteségnek, vagyis annak a valószínűsége, hogy a kimenetel a várt „legvalószínűbb érték” (módusz) alatt lesz, nagyobb, mint annak a valószínűsége, hogy felette (a vártnál magasabb, illetve jobb minőségű termés). Ezt nevezzük árnyékkockázatnak.

Az árnyékkockázat másik jellemző megjelenési formája különösen is gyakori az agrárgazdaságban. Az időjárás hatása a termésre – az időjárási adatok akár pozitív, akár negatív irányban térnek is ki jelentősen az optimálistól – legfőképpen negatív (túl meleg, túl hideg, túl száraz, illetve túl csapadékos időjárás egyaránt csökkenti a várható termés mennyiségét és minőségét is). Az „optimális időjárás” azt jelenti, hogy a növény számára minden szempontból optimális, azaz az időjárási adatok minden változója egy-egy adott értékhez közeli értéket vesz fel. Ennek valószínűsége azonban igen alacsony, (annak ellenére, hogy az „adott” érték többnyire a várható érték közelében van) hiszen a termés nagy mennyiségű véletlen, egymással nemlineáris kölcsönhatásban álló időjárási tényező hatására alakul ki. A termésveszteség valószínűsége tehát sokkal magasabb, mint a legvalószínűbb értéknél magasabb (mennyiségű és/vagy minőségű) terméseredményé.

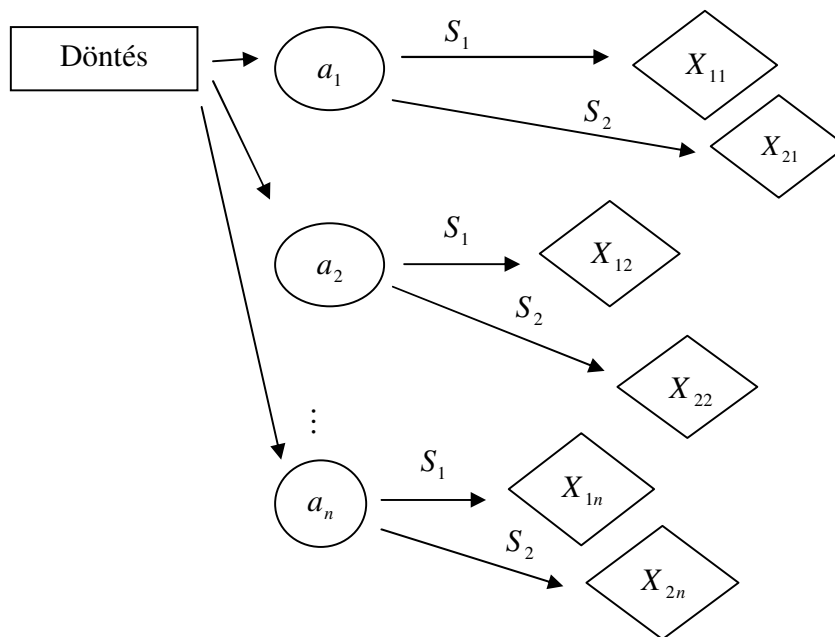
A kockázatelemzés egyik legfontosabb feladata, hogy minden értékelés során figyelembe vegye az árnyékkockázatot, ezzel csökkentve a gazdasági döntés abszolút kockázatát.

Megjegyezzük, hogy az árnyékkockázat, bár nem küszöbölhető ki teljesen, mégis nagyban csökkenthető, ha az alkalmazott valószínűségi változóknak nem a legvalószínűbb értékét, hanem a várható értékét használjuk.

A döntési fa

A döntéselőkészítést végző szakember és a döntést hozó személye a legtöbb esetben nem egyezik meg: a döntéstámogatás lényege éppen abban áll, hogy a kockázatelemző a döntésért

felelős személy(ek) számára ismerteti a döntés tárgyilagos, matematikai alapokra helyezett lehetőségeit és következményeit, esetleg tanácsot is ad, de a döntést már nem ő hozza. Tehát a kockázat elemzése mellett az is feladata, hogy áttekinthető formában bemutatva érthetővé tegye a döntéshez szükséges érveket. Ennek egy számos helyen alkalmazott, illetve szoftverekkel támogatott (pl. TreeAge) formája a döntési fa felrajzolása (Raiffa, 1968, Clemen, 1996, Gregory, 1988, Lindley, 1985, Robinson és Barry, 1985).



1. Ábra. Egyszerű, két lehetséges kimenetelű döntési fa. A döntési fán ábrázoljuk a választható a_j döntési lehetőségeket, illetve a jövőben bekövetkező különféle S_i esemény esetén minden egyes döntési lehetőség következményét. X_{ij} a döntés „hasznosságát” (utility) fejezi ki.

A döntéselőkészítés során a kockázatelemzés 3. lépésében felvázolt lehetőségeket és következményeket az ábrán szemléltetett módon döntési fa segítségével ábrázolhatjuk.

A döntési fán ábrázoljuk a választható a_j döntési lehetőségeket, illetve a jövőben bekövetkező különféle S_i esemény esetén minden egyes döntési lehetőség következményét. (Természetesen kettőnél több kimenetele is lehet egy döntésnek, a fenti ábra csupán egy lehetséges döntési fát vázol.)

Nyilvánvalóan igen összetett döntési feladatoknál a döntési fa nem feltétlenül egyszerűsíti az áttekinthetést, sőt előfordulhat, hogy bonyolítja. Ilyenkor különös hangsúlyt kap a feladat egyszerűsítése, a feladat több részre bontása, bizonyos elemek összevonása, törlése, a lényeg kiemelése, s a döntési fán már csak az ily módon kapott egyszerűsített feladatot, illetve feladatrészt ábrázoljuk. A fenti ábrán egy egyszerű, két lehetséges kimenetelű döntési fát ábrázoltunk.

A döntési fa elemzése

A döntési fa elemzése során először is minden következményhez valamely egyszerű, egymással összehasonlítható X_{ij} mennyiséget rendelünk, mely kifejezi a döntés „hasznosságát” (utility). Egy kézenfekvő lehetőség, ha például minden következmény várható nyereségét

számítjuk ki, feltéve persze, hogy előtte ezt a fogalmat pontosan definiáltuk, és az ennek kiszámításához szükséges adatoknak birtokában vagyunk. Kézenfekvő, de korántsem egyszerű feladat ez. E gondolatot kicsit részletesebben megvizsgáljuk, ezért most célszerű bevezetnünk a bizonyossági ellenérték ($CE = \text{certainty equivalent}$) fogalmát.

Képzeljük el, hogy egy gazdálkodó bizonyos kockázatot magában foglaló döntés előtt áll. Tegyük fel, hogy n elemű A lehetséghalmaz elemei közül választhat: $a_1, a_2, \dots, a_n$, és legyen minden lehetőségnek m_j darab lehetséges következménye. Ha a gazdálkodó az a_j mellett dönt, és az S_i esemény következik be, akkor a (valamely módon definiált) nyeresége X_{ij} . Teljesülnie kell, hogy minél kedvezőbb esemény következik be, annál nagyobb a nyereség.

Az a_j döntéshez tartozó CE_j bizonyossági ellenérték alatt azt a legalacsonyabb értéket értjük, amennyiért a gazdálkodó hajlandó „eladni” egy jövedelmezőnek ígérkező döntését, azaz ennyi biztos jövedelem fejében az a_j döntésből származó (esetleges) jövedelméről lemond, illetve azt a legmagasabb értéket, amennyit hajlandó fizetni, ha az a_j döntésből származó (esetleges) veszteséget nem kell vállalnia. Röviden, ha a gazdálkodónak a bizonyossági ellenértéket kínálnánk fel, ő közömbös lenne, hogy elfogadja-e a kínált összeget, vagy vállalja-e a döntéssel járó kockázatot. Világos, hogy

$$\min_i(X_{ij}) < CE_j < \max_i(X_{ij}).$$

A bizonyossági ellenérték nyilvánvalóan szubjektív, tehát a gazdálkodó személyétől is függ. Az is világos, hogy nemcsak a személyétől, hanem az S_i események (végső soron a következmények) $P(S_i)$ valószínűségétől is, illetve, – ahogy ez gyakorta lenni szokott – ha ezek a valószínűségek nem ismertek, akkor attól a valószínűségi értéktől, amely a döntést hozó személy számára $P(S_i)$ -re a legjobb becslésnek tűnik. Ezt a becsült értéket *szubjektív valószínűségnek* nevezzük. Már itt látszik, mennyire fontos egy döntés előkészítése során a megfelelő mennyiségű információ (adat) birtokába jutni.

A legösszegebb döntés a gazdálkodó számára, hogy ha a

$$CE_{\max} = \max_i CE_i = CE_j$$

létezik, akkor ő az a_j döntést hozza. Ezt az alapötletet alkalmazzuk akkor is, ha a feladatot általánosítjuk, például, ha az értékelésbe bevonjuk a következményeknek, mint eseményeknek valamely módszerrel számított valószínűségeit, illetve a gazdálkodó személyéhez tartozó ún. hasznossági függvényt.

A döntés axiómái

Anderson et al. (1977) egy $(a_j, S_i, P(S_i), X_{ij})$ rendszer döntési lehetőségeire az alábbi axiómákat vezette be:

1. Az A lehetséghalmaz elemei között definiálható egy (hasznossági) rendezés: $a_1, a_2 \in A$ esetén az $a_1 < a_2$, $a_2 < a_1$ és $a_1 = a_2$ relációk közül pontosan egy teljesül.
 $a_1 < a_2$ azt jelenti, hogy az a_2 döntés kedvezőbb, mint az a_1 .
 $a_1 = a_2$ azt jelenti, hogy a döntést hozó személy közömbös (indifferens) az a_1 és a_2 -vel szemben, azaz egyik döntés sem kedvezőbb számára.
2. A reláció tranzitív.

3. A reláció folytonos abban az értelemben, hogy ha $a_1, a_2, a_3 \in A$, és $a_1 < a_2 < a_3$, akkor van olyan $0 < p_1 < 1$ és $p_3 = 1 - p_1$ valószínűség, hogy a döntéshozó indifferens, hogy az a_2 döntést hozza, vagy p_1 , illetve p_3 valószínűséggel vállalja az a_1 , illetve a_3 döntés következményeit.
4. A reláció független abban az értelemben, hogy ha $a_1, a_2 \in A$, és $a_1 < a_2$, akkor tetszőleges $a_3 \in A$ esetén az (a_1, a_3) és (a_2, a_3) összetett döntésre is fennáll az $(a_1, a_3) < (a_2, a_3)$ reláció.

A hasznossági függvény (utility function)

Az $U : A \rightarrow \mathbf{R}$ függvényt, amely egy személynek a döntéshez fűződő viszonyát leírja, hasznossági függvénynek nevezzük.

A hasznossági függvény lényegében azt adja meg, hogy a döntéshozó számára az adott döntés milyen előnyökkel/hátrányokkal jár.

A fenti négy döntési axióma felhasználásával a hasznossági függvényt a *Bernoulli*-féle alapelvek segítségével definiáljuk:

1. Az A halmazon értelmezett rendezés öröklődik a hasznossági függvény képhalmazára: ha $a_1, a_2 \in A$ döntésekre $a_1 < a_2$, akkor $U(a_1) < U(a_2)$.
2. Ha $U(a_j | S_i) = X_{ij}$, akkor

$$U(a_j) = \sum_i U(a_j | S_i) \cdot P(S_i),$$

illetve ha S abszolút folytonos valószínűségi változó, akkor

$$U(a_j) = \int U(a_j | S) \cdot P(S) dS.$$

3. A hasznossági függvény a pozitív lineáris transzformációra invariáns. Ez a tulajdonság biztosítja, hogy a hasznossági függvényt bármely intervallumon értelmezhetjük, a mértékegység választása nem befolyásolja a függvényértékek közti relációt; tehát pl. különféle valutaárfolyamon számolt hasznossági függvény ugyanazt a legésszerűbb döntést indítványozza.

Természetesen a hasznossági függvény definiálható a bizonyossági ellenértékek függvényeként is, ekkor $U(a_j) = (CE_j)$.

A fenti alapelvek segítségével a kockázatelemzés egységes és egzakt módon építhető fel (Edwards, 1992, 1-3. fejezet, Quiggin, 1993).

5. A kockázatelemzéshez használt adatok kezelése

A rendelkezésre álló információ túlságosan kevés

Az agrártudomány területén való kutatásban az egyik legégetőbb probléma az információ és/vagy az adatok hiánya. Ennek részben objektív okai vannak: az adatvétele, illetve -tárolás nem tekint vissza elegendő hosszúságú múltra, s a legtöbbször a rendelkezésre álló adatok sem megfelelőek (az adatvétele műszerezettsége korábban nem volt elegendően magas színvonalú, az adatvétele helye nem optimális, sűrűsége nem kielégítő, a minták reprezentativitása csorbat szenved, az adatok információtartalma kevés stb.)

Ha a kockázatelemzéshez nem áll rendelkezésünkre megfelelő mennyiségű adat, akkor egyéb módon kell a szükséges információmennyiséghez hozzájutnunk. Az egyik nyilvánvaló módszer, hogy a vizsgálatba be kell vonni azokat a szakértői véleményeket, melyek számunkra elérhetőek.

Szakértői vélemények felhasználása: Delphi-módszer

A mai informatikai háttérrel a jelenleg rendelkezésre álló adatok és ismeretek nagymértékben bővíthetők, ha számos szakértői véleményt figyelembe veszünk. Nem mindegy azonban, hogy ezeket a véleményeket egymástól függetlenül alkalmazzuk, vagy magukat a szakértőket egy csoportos megbeszélés keretében mintegy konfrontációra hívjuk a világháló segítségével (*Group Decision*). A csoportos tanácskozás első alkalmazásai a 80-as 90-es években nem váltották be a hozzájuk fűzött reményeket, ugyanis elsősorban nem a vélemények, hanem a világ szakmai tekintélyei ütköztek. A Linstone és Turoff (2002) által kidolgozott ún. *Delphi*-módszerrel ez a probléma megoldódott. A módszer lényegében a csoportos szakértői döntés (*Group Decision*) alapelveit fekteti le. Eszerint akkor működik helyesen a konzultáció, ha a döntést segítő csoport anonim szakértőkből áll, rendszeres visszajelzésre van lehetőség, egy adott szakember, illetve szakemberek egy kis csoportja az álláspontokat rendszeresen összefoglalja, hogy a vita valóban egy lehetséges döntéshozatal felé haladjon, illetve végül egy olyan összegzés szülessen, melyet minden résztvevő el tud fogadni. A csoportos döntéstámogatás ma már egyre inkább ezek szerint az alapelvek szerint halad.

Relatív gyakoriság – szubjektív valószínűség

A bizonytalanság mérésére két fő irányzat terjedt el. Az egyik irányzat követői az események valószínűségének becslésére a relatív gyakoriságot használják. A másik irányzat szerint a relatív gyakoriság használata – legalábbis az agrártudomány területén való alkalmazásoknál – rendszerint nem helyénvaló. Ez egyszerűen azzal indokolható, hogy a rendelkezésre álló adatok a legtöbb esetben nem elegendő mennyiségűek, tehát ez esetben a relatív gyakoriság nagyon pontatlan becslés.

Az utóbbi irányzat követői bevezetik az ún. *szubjektív valószínűség* fogalmát (Wright és Ayton, 1994). Egy esemény szubjektív valószínűsége az a becsült érték, amelyet a rendelkezésre álló (történelmi) adatok birtokában lévő, a jelenséget ismerő szakember tapasztalatai alapján a legpontosabbnak gondol. Tehát a szubjektív valószínűség meghatározásánál a szakember a relatív gyakoriságot, mint becslést szubjektív módon, hosszútávú tapasztalatok birtokában, ámde egzaktul le nem írhatóan módosítja. Első hallásra bizonytalannak tűnik a hosszú évszázadok gyakorlatát (a relatív gyakoriság alkalmazását) egy szubjektív, a szakember személyétől, ismereteitől és tapasztalataitól nagymértékben függő becslésre (a szubjektív valószínűségekre) cserélni, az utóbbi évtizedek gyakorlata azonban számos alkalommal bizonyította e lépés létjogosultságát (Phyllips, 1971).

A szubjektív valószínűségeknek, illetve az azokból számított eloszlásfüggvények különféle módszerrel való meghatározásának ma már mély és kiterjedt szakirodalma van (pl. Raiffa, 1968, Anderson, Dillon és Hardaker, 1977, Lindley, 1985, Clemen, 1996).

Egy a_j döntés szubjektív várható hasznossága (*subjective expected utility*, *SEU*) alatt a döntéshez tartozó $U(a_j)$ hasznossági függvényértéket értjük, amennyiben azt szubjektív $P(S_i)$ valószínűségek alapján számoltuk.

A Bayes-módszer

A Bayes-módszer egy igen egyszerű alkalmazása a közismert Bayes-tételnek. Elsődleges előnye, hogy ötvözi a történelmi adatokból számolt relatív gyakoriságon alapuló becslési módszert a szakértői becslések alkalmazásával.

Tegyük fel, hogy ismertek az $P(F_k)$ a priori valószínűségek (pl. a termés minőségének valószínűsége elegendő mennyiségű adat alapján szubjektív valószínűséggel becsülve). Jelölje S_i

a jövőben bekövetkező lehetséges eseményeket (pl. a téli időjárás típusa). Ezenfelül objektív vagy szubjektív becslések állnak rendelkezésünkre a $P(S_i | F_k)$ feltételes valószínűségekről. Ahhoz, hogy meg tudjuk állapítani az S_i események esetén (pl. az egyes típusú téli időjárást követően) várható nyereségünket, szükségünk van a $P(F_k | S_i)$ ún. a posterior valószínűségekre, melyekkel mint valószínűségekként az egyes várható nyereségeket súlyozni tudjuk. A Bayes-tétel szerint:

$$P(F_k | S_i) = \frac{P(F_k)P(S_i | F_k)}{P(S_i)} = \frac{P(F_k)P(S_i | F_k)}{\sum_j P(F_j)P(S_i | F_j)}.$$

Lényegében a gazdálkodó szempontjából a következtetések irányának megfordításáról van szó. Kiindulunk abból, hogy előzetes szubjektív becslésünk van arról, hogy pl. milyen valószínűséggel lesz a termésünk F_1 =jó, F_2 =közepes, illetve F_3 =gyenge, ezenkívül történelmi adatok alapján kiszámolhatjuk, mely gyakorisággal fordult elő S_1 -, S_2 -, S_3 -, illetve S_4 -típusú tél egy jó, közepes, ill. gyenge terméseredményt megelőzően: $P(S_i | F_k)$. Ezután a tél típusától függően becsülhetjük a különböző F_k termésminőségek valószínűségét, $P(F_k | S_i)$ -t.

A módszer, bár egyszerű alapokon nyugszik, mégis igen széleskörű és mély alkalmazásai terjedtek el (Smith, 1988).

Eloszlások meghatározása kevés adat esetén

Tegyük fel, hogy kisszámú $x_1, x_2, \dots, x_n$ adat áll rendelkezésünkre (pl. az általunk termesztett növény eladási árának utolsó n éves adata). Hogyan tudjuk ebből a kevés adatból a maximális információt hasznosítani? Egy elterjedt módszer a szubjektív eloszlásfüggvény becslése (Hardaker et al., 2004).

Szakértői becslés alapján állapítsuk meg azt az (x_0, x_{n+1}) intervallumot, amelyben az eladási ár igen nagy valószínűséggel benne van. Ezen túl feltesszük, hogy a keresett eloszlásra:

$$F(x) = 0, \text{ ha } x \leq x_0 \quad \text{és} \quad F(x) = 1, \text{ ha } x > x_{n+1}.$$

Osszuk fel a $(0, 1)$ intervallumot $n+1$ részre:

$$y_i := \frac{i}{n+1} \quad (i = 0, 1, \dots, n+1).$$

A keresett eloszlásfüggvény értékeire az alábbi becsléseket használjuk:

$$F(x_i) = y_i \quad (i = 0, 1, \dots, n+1).$$

Ezután a kapott pontok segítségével az eloszlást valamely módszerrel illeszthetjük, illetve simíthatjuk.

Szimulációs módszerek

Kevés rendelkezésre álló adat esetén különösen jól alkalmazhatóak a szimulációs módszerek. Egy alkalmas szimulációs módszer segítségével a vizsgálat elvégzéséhez szükséges mennyiségben és minőségben adatot generálhatunk. Erről az előző fejezetben már részletesebben szoltunk.

A fuzzy-logika alkalmazása

A halmazelmélet axiomatikus alapjait G. Cantor a 19. század legvégén fektette le. Az ő feltevése szerint egy halmazhoz való tartozás („eleme-lenni-tulajdonság”) Boole-algebra-típusú,

azaz vagy igaz, vagy hamis. Ezzel szemben a fuzzy-logika B. Russel ötlete alapján abból indul ki, hogy az U „univerzumbeli” x elemnek az F fuzzy halmazhoz való tartozása nemcsak 0-1 értékű (igaz-hamis) lehet, hanem egy $\mu:U \rightarrow [0,1]$ függvénnyel leírható. A cantori halmazelmélettel mindaddig elégedettek lehetünk, amíg jóldefiniált halmazokról (tulajdonságokról) beszélünk. Az alkalmazások során azonban nagy hangsúlyt kapnak a szemantikai bizonytalanságok. A „termésveszteség” tényét például valóban nem mindig szerencsés a cantori logika szabályai szerint modelleznünk, hiszen „kis” termésveszteség esetén a termésveszteség „kicsit igaz”, nagy termésveszteség esetén pedig „nagyon igaz”. A fuzzy logika éppen a vizsgált alaphalmaz diszjunkt-uniós felbontásának kényszerét oldja fel, amelyre a klasszikus valószínűségelmélet P mértéke épül, s a fuzzy-modellezés így nyer felbecsülhetetlen jelentőséget a kockázatelemzés során. Továbbra sem szabad azonban összekevernünk az események (pl. időjárás) sztochasztikusságából fakadó bizonytalanságot a vizsgált jelenség (pl. termésveszteség) „életlenségéből” fakadó fuzzy-tulajdonságával. A fuzzy valószínűségelméleti modellezés során a valószínűségi mértéket egy fuzzy-típusú halmazelméletre építjük úgy, hogy a valószínűség fogalmát kiterjesztjük olyan kimenetekre, amelyek egyszerre több eseményhez is tartozhatnak, más és más mértékben. A fuzzy-kockázatelemzés ezzel a fuzzy valószínűségi mértékkel dolgozik, ezáltal a világnak a vizsgálatba bevont szeletéről egy, a klasszikus halmazelméletre épülő modelleknél pontosabb modelljét kapjuk (Bárdossy és Fodor, 2004, Zimmermann, 1991).

Az adatok térbeli és időbeli aktualizálása

A Phyllips-módszer

Tegyük fel, hogy rendelkezésünkre áll valamennyi történelmi adat, ám ezek aktualitása erősen vitatható. Phyllips (1971) kidolgozott egy egyszerű módszert arra, hogy ilyen esetben milyen korrekciót végezzünk az elavult adatokon, hogy azokból a lehető legtöbb információhoz jussunk. Röviden ismertetjük a módszer lépéseit:

1. Határozzuk meg az általunk vizsgált valószínűségi változó szubjektív várható értékét és szórását! Alkalmazhatjuk itt pl. a háromszögeloszlás módszerét: szakértők segítségével becsüljük meg a várható minimális, maximális és legvalószínűbb értéket, és jelöljük ezeket rendre a -val, b -vel és m -mel! Ekkor

$$E_s = \frac{a + b + m}{3}, \quad D_s = \frac{(b - a)^2 + (m - a)(m - b)}{18}.$$

2. Illesszünk valamely alkalmas f regressziós függvényt a történelmi adatainkra! Legyen

$$\varepsilon_i = y_i - f(x_i).$$

3. Az infláció, vagy egyéb megváltozott körülmény miatt elavult történelmi adatokat az alábbi módon korrigálhatjuk:

$$y_i^{\text{kor}} = f(x_{\text{akt}}) + \varepsilon_i$$

(x_{akt} a vizsgálat időpontját jelöli, tehát $f(x_{\text{akt}})$ az aktuális regressziós érték).

4. Súlyozzuk a kapott y_i^{kor} értékeket p_i súlyokkal, mégpedig oly módon, hogy becsüljük meg annak a valószínűségét, hogy az általunk vizsgált év körülményeiben közelítőleg megegyezzek az i indexű évvel. (Nyilván $\sum_i p_i = 1$) Ha a p_i súlyokat nincs módunkban meghatározni, legjobb, ha minden p_i -t egyenlő nagyságúra választunk.

5. Számítsuk ki az $E_t = \sum_i p_i y_i^{\text{kor}}$ várható értéket és a $D_t = \sqrt{\sum_i p_i (y_i^{\text{kor}} - E_t)^2}$ szórást!

6. Az y_i^{kor} korrigált történelmi adatokat, illetve a szubjektív várható értéket és szórást felhasználva határozzuk meg az aktualizált adatokat:

$$Y_i = E_s + \frac{y_i^{\text{kor}} - E_t}{D_t} \cdot D_s.$$

Könnyű belátni, hogy

$$E(Y_i) = E_s \quad \text{és} \quad D(Y_i) = D_s.$$

Nem független valószínűségi változók kezelése

A sztochasztikus függőség becslése

Fackler (1991) vezette be az általa *MDC*-módszernek (*Median Deviation Concordance Method*) nevezett eljárást, amelynek segítségével adatok hiányában, pusztán szakértői tapasztalatra alapozva becslést adhatunk két valószínűségi változó összefüggésének mértékére. A módszer röviden a következő:

1. A két valószínűségi változó kontingenciátáblázatát felrajzoljuk, és megkérjük a szakértőt, hogy előbb becsülje meg a változók marginális valószínűségeit, majd az egyes $P(X_i Y_j)$ valószínűségeket. A feladatot több lépésen keresztül, alkalmas kérdőív segítségével, javítgatással végezzük el, ügyelve, hogy a végeredmény valóban kontingenciátáblázat-típusú adatokat tartalmazzon, tehát teljesüljön, hogy

$$P(X_i) = \sum_j P(X_i Y_j), \quad P(Y_j) = \sum_i P(X_i Y_j), \quad \sum_i P(X_i) = 1, \quad \sum_j P(Y_j) = 1.$$

2. A kontingenciátáblázat segítségével meghatározzuk a két valószínűségi változó mediánjának becsült értékét.

3. A szakértőt megkérjük, hogy becsülje meg annak a valószínűségét, hogy mindkét valószínűségi változó a medián alatt, vagy mindkettő fölötté lesz, legyen ez a szám p . Az összefüggés mértékére ekkor a következő becslést adjuk:

$$r = \sin\left(\pi\left[p - \frac{1}{2}\right]\right)$$

A regresszióanalízis

A regresszióanalízis egy függő és egy vagy több független változó közötti összefüggést keresi valamely függvény alakjában. Általános modellje

$$Y = \mathbf{f}(X) + \mathbf{e},$$

ahol Y -nal a függő, X -szel a független változót, $\mathbf{f}$ -fel a regressziós függvényt jelöljük, $\mathbf{e}$ pedig a reziduum. Lineáris regresszió esetén $\mathbf{f}$ lineáris, nemlineáris regresszió esetén $\mathbf{f}$ nemlineáris. $\mathbf{f}$ lehet egy- és többváltozós is.

A regresszióanalízis legfontosabb feladata megtalálni ennek az $\mathbf{f}$ függvénynek a lehető legjobb f közelítését:

$$f : X \mapsto f(X).$$

Lineáris regresszió esetén a közelítő függvény alakja k független változóra:

$$f : \underline{X} \mapsto f(\underline{X}) = b_0 + b_1 X_1 + b_2 X_2 \dots + b_k X_k.$$

Az f (lineáris) függvény $b_0, b_1, b_2, \dots, b_k$ együtthatóit a legkisebb négyzetek módszerével számítjuk ki, melynek lényege, hogy az együtthatókat úgy kapjuk, hogy minimalizáljuk az adatpontok és a paraméteres egyenes közti távolságok négyzetösszegét.

Nemlineáris regresszió esetén a közelítő függvény általános alakja:

$$f : X \mapsto f(X) = f(b_0, b_1, b_2, \dots, b_k, X_1, X_2, \dots, X_k).$$

Ekkor a hibát a leggyakrabban iterációs módszerrel minimalizáljuk, mert explicit megoldás nem mindig létezik.

Adatkezelés, információnyerés sokváltozós statisztikai módszerekkel

A kockázatelemzésben használatos adatok jellegzetesen nagyszámú, véletlen jelenségektől (is) függő tényezők együttes hatásának eredményeképpen születnek. Ezek a tényezők többnyire maguk is többé-kevésbé szoros összefüggésben állnak egymással. A sokváltozós statisztikai módszerek legfontosabb feladata, hogy az ilyen adatokból minél áttekinthetőbb formában a lehető legtöbb információt emelje ki. Mi három, a kockázatelemzésben leggyakrabban alkalmazott módszer lényegét ismertetjük röviden, ezeket a céljaik szerint különböztethetjük meg egymástól:

- Ha az adatokat az összes változó „együttes hasonlósága” alapján szeretnénk csoportosítani, akkor klaszteranalízist végzünk.
- Ha célunk az adattömörítés, akkor a faktoranalízist használjuk.
- Ha két tömörített adathalmaz közti összefüggést szeretnénk feltárni, akkor ezt kanonikus korrelációelemzéssel tehetjük meg.

A klaszteranalízis

A klaszteranalízis során az n elemű mintánk mindegyikéről N változó értékét ismerve célunk az, hogy valamely numerikus módszer segítségével a minta elemeit hasonló tulajdonságú csoportokba osszuk, és erről egy ún. dendrogramot (az eljárás menetét lépésről lépésre bemutató ábrát) készítünk. A hasonlóság alapja egy valamely módon definiált N dimenziós távolságfüggvény (metrika). Ezek közül a legegyszerűbb a jól ismert *Euklideszi*-távolság, mely az n elemű minta két pontja, $X_i = (x_{i1}, x_{i2}, \dots, x_{iN})$ és $X_j = (x_{j1}, x_{j2}, \dots, x_{jN})$ között az alábbi távolságot definiálja:

$$d(X_i, X_j) = \sqrt{\sum_{k=1}^N (x_{ik} - x_{jk})^2}.$$

Kicsit általánosabb az ún. *Mahalanobis*-metrika, ezt akkor használjuk, ha a változók között korreláció van. (Korrelálatlan változók esetén ez a metrika az *Euklideszi*-metrikával egyezik meg.)

A klaszteranalízisnek két alapvetően különböző módszercsaládja ismert, a hierarchikus módszerek és a k -közép módszerek.

A hierarchikus módszerek egyik fajtájának lényege, hogy kezdetben minden elem külön klasztert (csoportot) képez, és lépésről lépésre, mindig a két legközelebbi klaszter összevonásával csökkentjük a klaszterek számát addig, míg a megfelelő számú klasztert el nem érjük. A másik fajtája éppen ellenkezőleg abból indul ki, hogy minden elem ugyanabba a klaszterba tartozik, majd a klasztereket ezután daraboljuk szintén valamely távolságfogalom alapján. Két klaszter távolságát különféle módszerrel számolhatjuk, pl.

- kiszámoljuk az egyik klaszter minden elemének a másik klaszter minden elemétől való távolságát, és vesszük ezek átlagát (átlag-módszer),
- vesszük a két klaszterközepont távolságát (centroid-módszer),
- meghatározzuk a két legtávolabbi/legközelebbi elem távolságát (legtávolabbi/legközelebbi elemek módszere).

A fentiektől valamelyest eltér a *Ward*-féle szórásnégyzet minimalizáló hierarchikus eljárás. Itt nem két klaszter távolsága alapján dolgozunk, hanem kezdetben minden elemet külön klaszterbe sorolunk, és ezután minden lépésben azt a két klasztert vonjuk össze, mely összevonással a csoportnak a centroidtól számított szórásnégyzete a legkisebb mértékben növekszik.

A hierarchikus módszerek hátránya, hogy bizonyos esetekben a megoldás függhet az adatok sorrendjétől, és hogy a már besorolásra került elemek beosztásán többé nem javíthatunk.

A dinamikus *k*-közép módszer a hierarchikus módszerektől abban különbözik leginkább, hogy itt előre megadott klaszterközepontokból indulunk ki, melyeket rendszerint valamely sejtés vagy indíték alapján határozzuk meg. Az eljárás minden lépésében minden pontnak minden klasztertől való távolságát kiszámoljuk, és vesszük ezek közül a minimálisat. Azt a pontot, amelyhez ez az érték tartozott, abba a klaszterbe soroljuk, amelyhez a legközelebb áll. Ezután újra számoljuk a megváltozott klaszterek centroidját, és az eljárást addig folytatjuk, míg minden pont besorolásra nem kerül. Ez a módszer lényegesen több számolást igényel, ezért lassabb is. Különböző induló klaszterközepontok esetén más-más megoldást kaphatunk, ezért alkalmazását határozott koncepciónak kell megelőznie. Előnye viszont, hogy minden iterációs lépésben javít.

A faktoranalízis

A faktoranalízis akkor használatos, ha szinte kezelhetetlenül sok, egymással is összefüggő változónk van. Célja, hogy a változók számát lényegesen csökkentjük úgy, hogy az ezzel járó információvesztés minimális legyen. A módszer lényege, hogy néhány (3-5) új, mesterséges, független, páronként korrelálatlan változót (faktort) vezetünk be, melyek az eredeti változók valamely lineáris kombinációi. Az esetek nagy többségében a faktorok szakmailag jól interpretálhatóak, és az eredeti változók által hordozott információmennyiség több, mint 90%-át hordozzák.

A kanonikus korrelációelemzés

A kanonikus korrelációelemzést akkor alkalmazzuk, amikor két sokváltozós jelenség között szeretnénk feltárni az összefüggést. Az eljárás során lényegében kettős faktoranalízist végzünk, azaz két faktorcsoportot hozunk létre úgy, hogy

- mindkét faktorcsoporton belül a faktorok függetlenek, páronként korrelálatlanok legyenek, továbbá a lehető legtöbb információt hordozzák,
- a két faktorcsoport között pedig maximális korreláció álljon fenn.

6. A kockázatvállaláshoz fűződő személyes viszony (*risk aversion*) és a hasznossági függvény

A kockázatvállaláshoz fűződő személyes viszony

Tegyük fel, hogy egy gazdálkodó kétféle döntést hozhat: a_1 -et vagy a_2 -t. A két döntés következményeit az alábbi táblázatban szemléltetjük két – azonos valószínűségű – kimeneteltől függően.

kimenetek és valószínűségeik		döntések	
		a_1	a_2
S_1	$P(S_1) = 0.5$	150	100
S_2	$P(S_2) = 0.5$	50	100
Várható hasznosság		100	100

Az eddig elmondottak alapján azt gondolhatnánk, hogy mivel mindkét döntés várható hasznossága megegyezik, a döntéshozó számára mindegy, melyik döntést hozza (közömbösség). Ez azonban nem igaz. Megfigyelhetjük, hogy az a_1 döntés esetén nagyobb nyereségre is adódik lehetőség, ugyanakkor fennáll annak a kockázata, hogy nyereségünk feleakkora lesz, mint az a_2 döntés esetében. Az olyan személy, aki szívesen kockáztat a nagyobb nyereség reményében, az a_1 döntést fogja hozni. Aki azonban nem szívesen kockáztat, az a_2 -t fogja választani. Nem igaz tehát, hogy $a_1 = a_2$.

A döntési folyamatokban felbukkanó kockázatra a döntéshozó természetesen némi ellenérzéssel viseltetik, hogy mekkorával, az a személyétől függ. (Az esetek döntő többségében a döntéshozó az a_2 -t tartja előnyösebbnek, azaz $a_1 < a_2$.) A döntést tehát nem csupán annak várható nyeresége, hanem a döntéshozónak a kockázatvállaláshoz fűződő viszonya (*risk aversion*) is befolyásolja. A kockázatvállalás mértékének pszichológiai törvényeivel mi nem foglalkozunk (ehhez az aspektushoz ld. Hogarth, 1987 és Plous, 1993 könyvét), de egy személy kockázatvállaláshoz fűződő viszonyának matematikai leírásával igen.

Csökkentjük most az a_2 döntés várható (biztos) nyereségét addig, amíg elérjük, hogy a döntéshozó közömbössé válik a két döntéssel szemben, azaz $a_1 = a_2$ lesz! Ha ez például 75 esetén valósul meg, akkor

$$U(a_1) = 0.5 \cdot U(150) + 0.5 \cdot U(50) = U(a_2) = U(75).$$

Ekkor $U(a_2) = U(CE_2)$ miatt azt mondjuk, hogy ennek a kockázattal bíró döntésnek a bizonyossági ellenértéke 75, röviden $CE = 75$.

A kockázatvállaláshoz fűződő viszony segítségével a döntésekhez tartozó objektív vagy szubjektív hasznossági értékeken túl a döntéshozó személyének szubjektivitásából adódó információt is felhasználva sokkal érzékenyebben tudjuk kifejezni a döntések közötti hasznossági relációt.

A személyes hasznossági függvény meghatározása

A hasznossági függvény meghatározásának egy elterjedt módszere az *ELCE* - (azonos valószínűségű bizonyossági ellenérték, *Equally Likely Certainty Equivalent*) és az *ELRO* - módszer (azonos valószínűségű kockázati kimenetek, *Equally Likely Risky Outcomes*); (Anderson et al., 1977, Neumann és Morgenstein, 1947). A módszerek ismertetéséhez vezessük be az alábbi jelöléseket: az $(a_1, a_2, \dots)$ döntések $(X_1, X_2, \dots)$ várható hasznosságúak $(p_1, p_2, \dots)$ valószínűséggel, röviden jelölje ezt $(X_1, X_2, \dots; p_1, p_2, \dots)$. Azt, hogy a döntéshozó közömbös a fenti $(a_1, a_2, \dots)$ döntéslehetőséggel, illetve a biztos a_s döntéssel szemben, így fejezzük ki:

$$(X_1, X_2, \dots; p_1, p_2, \dots) = (X_s; 1).$$

A fenti példában:

$$(150, 50; 0.5, 0.5) = (75; 1).$$

Az *ELCE*-módszer lépései a következők:

1. Határozzuk meg az elemzésünk tárgyát képező minimális és maximális (pl. termésmennyiség-, nyereség- stb.) értéket, melyek bármilyen döntés és kimenetel után előfordulhatnak, és jelöljük ezeket a -val és b -vel! Ekkor azt mondjuk, hogy

$$U(a) = 0 \quad \text{és} \quad U(b) = 1$$

2. Keressük meg, mely c értékre lesz $(a, b; 0.5, 0.5) = (c; 1)$! Ekkor azt mondjuk, hogy

$$U(c) = 0.5 \cdot U(a) + 0.5 \cdot U(b) = 0.5.$$

3. Keressük meg, mely d és e értékekre lesz $(a, c; 0.5, 0.5) = (d; 1)$ és $(c, b; 0.5, 0.5) = (e; 1)$! Ekkor azt mondjuk, hogy

$$U(d) = 0.5 \cdot U(a) + 0.5 \cdot U(c) = 0.25 \quad \text{és} \quad U(e) = 0.5 \cdot U(c) + 0.5 \cdot U(b) = 0.75.$$

4. Keressük meg, mely f értékre lesz $(d, e; 0.5, 0.5) = (f; 1)$! Ekkor azt mondjuk, hogy

$$U(f) = 0.5 \cdot U(d) + 0.5 \cdot U(e) = 0.5.$$

A fenti négy lépésben a hasznossági függvény öt pontját határoztuk meg, természetesen ez tetszőleges sok pontra folytatható. A fenti példát folytatva kiszámítjuk és ábrázoljuk a hasznossági függvény értékeit:

1. $U(a) = 0$ és $U(b) = 1$

2. $(a, b; 0.5, 0.5) = (c; 1)$

$$\Rightarrow U(c) = 0.5$$

3. $(a, c; 0.5, 0.5) = (d; 1)$

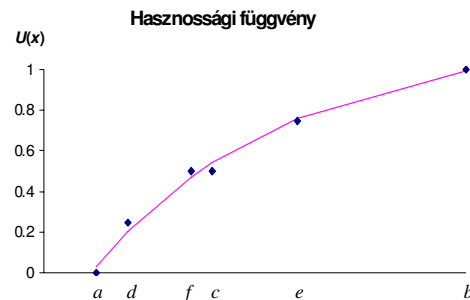
$$\Rightarrow U(d) = 0.25 \quad \text{és}$$

$$(c, b; 0.5, 0.5) = (e; 1)$$

$$\Rightarrow U(e) = 0.75$$

$$(d, e; 0.5, 0.5) = (f; 1)$$

$$\Rightarrow U(f) = 0.5$$



2. Ábra. A személyes hasznossági függvény kiszámításának menete és grafikonja az *ELCE*-módszerrel. A döntést tehát nem csupán annak várható nyeresége, hanem a döntéshozónak a kockázatvállaláshoz fűződő viszonya (*risk aversion*) is befolyásolja. A kockázatvállaláshoz fűződő viszony segítségével a döntésekhez tartozó objektív vagy szubjektív hasznossági értékeken túl a döntéshozó személyének szubjektivitásából adódó információt is felhasználva sokkal érzékenyebben tudjuk kifejezni a döntések közötti hasznossági relációt.

A kapott hasznossági függvényt pontokat ezután egy megfelelő (pl. regressziós) függvénnyel közelíthetjük.

Az *ELRO*-módszer annyiban különbözik az *ELCE*-módszertől, hogy ott azokat az (a, d) , (b, c) értékpárokat keressük, melyekre $(a, d; 0.5, 0.5) = (b, c; 0.5, 0.5)$. A módszer kicsit bonyolultabb az *ELCE*-módszernél, ámde széles körű használata bizonyítja, hogy igen célravezető.

E két módszer előnye és egyben hátránya is, hogy feltételezi, hogy a döntéshozóval kommunikálni tudunk, azaz kérdéseket tudunk intézni hozzá, fel tudjuk mérni a kockázatvállaláshoz fűződő személyes viszonyát az a, b, c, d, e, f paraméterek meghatározásakor.

Az abszolút és relatív kockázati averzió a tőke függvényében

A hasznossági függvény alakja sokat elárul a döntéshozónak a kockázatvállaláshoz fűződő személyes viszonyáról. Általánosan elmondható, hogy konvex hasznossági függvény esetén a döntéshozó szívesen vállal kockázatot, konkáv hasznossági függvény esetén annál nagyobb a

kockázattól való visszahúzódás mértéke egy adott w tőke esetén, minél nagyobb az U függvény második deriváltjának abszolút értéke, $|U^{(2)}(w)|$.

Vezessük be a *kockázati prémium* (RP , *risk premium*), azaz a kockázatvállalásért cserébe elérhető többletnyereség fogalmát az $E = \text{Várható nyereség}$ jelöléssel:

$$RP = E - CE.$$

A konvexitási tulajdonság más formában megfogalmazva: minél nagyobb RP értéke, annál kevésbé szívesen, minél kisebb RP értéke, annál szívesebben vállal kockázatot a döntéshozó.

A kockázathoz fűződő viszony mértéke igen fontos a döntéshozatal szempontjából, ezért ennek kifejezésére bevezetjük egy adott w tőkéhez tartozó *abszolút* ($r_a(w)$) és a (w tőke nagyságrendjétől is függő) *relatív kockázati averzió* ($r_r(w)$)-függvény fogalmát:

$$r_a : \mathbf{R} \rightarrow \mathbf{R} \quad w \mapsto -\frac{U^{(2)}(w)}{U^{(1)}(w)} \qquad r_r : \mathbf{R} \rightarrow \mathbf{R} \quad w \mapsto wr_a(w)$$

A relatív kockázati averzió nagyságára Anderson és Dillon (1992) a következő osztályozást vezette be:

$r_r(w)$ értéke körülbelül	0.5	1.0	2.0	3.0	4.0
A kockázati averzió mértéke	alacsony	normális	magas	nagyon magas	extrém magas

A fenti kategóriák értelmezését könnyíti meg, ha a döntéshozónak feltesszük a következő kérdést: a jelenleg rendelkezésre álló tőkének hány százalékát hajlandó kockáztatni, ha cserébe azt 50%-os eséllyel 20%-kal növelheti. A válasz alapján az alábbi közelítő megfeleltetést írhatjuk fel:

A tőke hány százalékát kockáztatja	20%	18%	17%	14%	12%	11%
Ennek megfelelő $r_r(w)$	0.0	0.5	1.0	2.0	3.0	4.0

Az abszolút és relatív kockázati averzió függvényeknek három-három fő típusát különböztetjük meg attól függően, hogy növekvő w tőke esetén a függvény értéke, végső soron pedig a kockázathoz való viszony hogyan változik:

Ha a tőke w értéke növekszik, akkor		
r_a	növekszik	IARA (<i>I</i> ncreasing <i>A</i> bsolute <i>R</i> isk <i>A</i> version)
	nem változik	CARA (<i>C</i> onstans <i>A</i> bsolute <i>R</i> isk <i>A</i> version)
	csökken	DARA (<i>D</i> ecreasing <i>A</i> bsolute <i>R</i> isk <i>A</i> version)
r_r	növekszik	IRRA (<i>I</i> ncreasing <i>R</i> elative <i>R</i> isk <i>A</i> version)
	nem változik	CRRA (<i>C</i> onstans <i>R</i> elative <i>R</i> isk <i>A</i> version)
	csökken	DRRA (<i>D</i> ecreasing <i>R</i> elative <i>R</i> isk <i>A</i> version)

Általános hasznossági függvények

Amennyiben a döntéshozó személyét nincs módunkban megkérdezni, általánosan elterjedt hasznossági függvények közül választunk. Ezek közül a legfontosabbak:

CARA /IRRA	Negatív exponenciális	$U : w \mapsto U(w) = 1 - \exp(-cw) \quad (c > 0)$	$r_a(w) = c$	$r_r(w) = cw$
DARA /CRRA	Logaritmus	$U : w \mapsto U(w) = \ln w \quad w > 0$	$r_a(w) = w^{-1}$	$r_r(w) = 1$
	Hatvány	$U : w \mapsto U(w) = [1/(1-r)]w^{1-r} \quad (w > 0)$	$r_a(w) = r/w$	$r_r(w) = r$

További érdekes, de kevésbé elterjedt hasznossági függvényekhez lásd Farquhar és Nakamura (1987), Nakamura (1996), Bell (1988) és Saha (1993) cikkeiket.

Kockázati averzió a veszteség-nyereség és a megtérülés függvényében

Megjegyezzük, hogy az abszolút, illetve relatív kockázati averzió függvényeket a w tőkeváltozón kívül más változóval is be lehet vezetni, de ekkor a függvények is változhatnak. Például ha az x veszteség-nyereség-változót használjuk (w_0 jelöli a jelenlegi, w_t a következő időpontban aktuális tőkét), akkor $w_t = w_0 + x$. Feltehetjük, hogy $x \ll w_0 \approx w_t$, továbbá CARA-típusú r_a függvény esetén nyilván $r_a(w) = r_a(x)$. Mivel $r_a(w) = c = r_r(w)/w$, ezért $r_a(x) = r_r(x)/x$, azaz $xr_a(x) = r_r(x)$, tehát $r_r(x) = xr_a(x) = xr_a(w) = (x/w)r_r(w)$. Ez azt jelenti, hogy $\frac{r_r(x)}{r_r(w)} = \frac{x}{w}$, azaz a veszteség-nyereség- és a tőkeváltozójú relatív kockázati averzió

függvények úgy aránylanak egymáshoz, mint a veszteség-nyereség és a tőke. Az x veszteség-nyereség-változójú relatív kockázati averzió függvényt megkülönböztetésül *parciális relatív kockázati averzió* függvénynek nevezzük.

Egy másik szokásos tárgyalási forma, amikor kétféle megtérülést különböztetünk meg egy gazdasági tevékenységnél, a c_p konstanssal jelölt rövidtávút (*permanens megtérülés*) és az y függvénnyel jelölt hosszútávút (*tranzíciós megtérülés*). Ekkor $w_t = w_0 + y - c_p$, és feltehetjük, hogy $w = ky$ ($k > 1$). Következésképp, CRRA-típusú r_r függvény esetén $r_r(w) = r_r(ky) = r_r(y)$, azaz a w tőkeváltozójú és az y hosszú távú megtérülés változójú r_r függvények megegyeznek. Az r_a függvényekre azonban $r_a(w) = r_r(w)/w$ és $r_a(y) = r_r(y)/y$ miatt $r_a(y) = r_r(w)/y$, tehát $r_a(y) = (w/y)r_a(w)$. Ez azt jelenti, hogy $\frac{r_a(y)}{r_a(w)} = \frac{w}{y}$, azaz a hosszútávú megtérülés és a tőke változójú abszolút kockázati averzió függvények úgy aránylanak egymáshoz, mint a tőke és a hosszú távú megtérülés. Mivel $w = ky$, ezért ez röviden azt jelenti, hogy $r_a(y) = kr_a(w)$ (Meyer, 2001).

A kockázati averzió jelentősége

Érdemes megvizsgálni, mivel jár, ha a kockázati averziót figyelmen kívül hagyjuk. Ehhez vezessük be a kockázati prémium mellett a *relatív kockázati prémium* fogalmát:

$$RRP = \frac{RP}{E} = \frac{E - CE}{E}.$$

CE becslésére egy klasszikussá vált (a hasznossági függvénynek várható érték körüli Taylor-sorba fejtesével kapott) közelítés használatos (Freund, 1956): $CE = E_x - 0.5r_a V_x$, ahol r_a jelöli a (feltehetőleg konstans) abszolút kockázati averziót (a tőke vagy a permanens megtérülés függvényében), E_x és V_x pedig (a veszteség-nyereség-változóhoz tartozó) várható értéket és szórásnégyzetet. Ekkor $RP = E_x - CE_x = 0.5r_a V_x$, továbbá

$$RRP = RRP_x = 0.5r_a E_x \cdot (CV_x)^2 = 0.5r_r \cdot (CV_x)^2,$$

ahol CV_x jelöli a variációs koefficiens. A szemléletesség kedvéért nézzünk meg egy-egy példát a különböző fokú relatív kockázati averzió értékek esetén. (A leggyakrabban feltételezett számhármast vastagon szedtük.)

r_r	0.5	1	2	3	4
CV_x	0.2	0.2	0.2	0.3	0.3
RRP_x	0.01	0.02	0.04	0.135	0.18

Anderson és Hardaker (2003) a relatív kockázati prémiumra a következő becslést adta:

$$RRP_x \approx r_r(w_0)CV_x \left[0.5 \frac{E_x}{E_{w_0}} CV_x + corr(w_0, x) CV_{w_0} \right]$$

Szemléltessük ennek a becslésnek is néhány értékét egy táblázatban! A sötét mezők jelölik azt az egyetlen paramétert, amit a többi paraméter meghagyása mellett megváltoztattunk, hogy ennek hatását a kiszámított RRP_x értékre követni tudjuk. (A leggyakrabban feltételezett esetet vastagon szedtük.)

r_r	1	2	1	1	1	1
CV_x	0.3	0.3	0.15	0.3	0.3	0.3
E_x / E_{w_0}	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1
$corr(w_0, x)$	0.5	0.5	0.5	0.5	0	0.5
CV_{w_0}	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1
RRP_x	0.0345	0.069	0.01613	0.039	0.0045	0.0195
index $E\%$	100	100	100	100	100	100
index $CE_x\%$	0.9655	0.931	0.98388	0.961	0.9955	0.9805

Hardaker et al. (2004), illetve Pannel et al. (2000) részletesen vizsgálják, mikor érdemes a kockázati averziót figyelembe venni a kockázatelemzés során, illetve az mikor hanyagolható el (lásd még Anderson és Hardaker, 2003, Hardaker, 2000).

Hasznossági függvény és kockázati averzió csoportos döntés esetén

A hasznossági függvénynek a pozitív lineáris transzformációra való invarianciája miatt több személy hasznossági függvénye nem összehasonlítható. Ebből vezeti le Arrow (1963) klasszikus „lehetetlenségi törvényét” (*Impossibility Theorem*), amely kimondja, hogy csoportos döntéshozás (*Group Decision*) esetén nem írható fel olyan hasznossági függvény, amely ne szegné meg az egyes személyek hasznossági függvényének valamely feltételét. Ezt a problémát úgy tudjuk kiküszöbölni, ha többváltozós hasznossági függvényt vezetünk be, és előre meghatározzuk a szempontok, illetve tagok fontossági sorrendjét (preferenciáját, rangját).

Hatásossági kritériumok

Az E, V -hatásossági kritérium

Előjáróban szögezzük le, hogy a kockázatelemzésnél használatos hatásossági kritériumoknál figyelembe kell venni, hogy minél szigorúbb, specifikusabb feltételeket szabunk a hasznossági függvényre, annál szűkebb körben alkalmazható a döntésanalízis.

Az E, V -hatásosság szabálya azon a feltevésen alapul, hogy ha valamely a_1 és a_2 lehetőségek esetén, amennyiben $E_1 \geq E_2$, és $V_1 \leq V_2$, akkor $a_1 \geq a_2$. A szabály egyik hátránya, hogy normális eloszlású eseményeket vagy másodfokú hasznossági függvényt feltételez. A gyakorlatban azonban ritka a normális eloszlás (a kockázatelemzés során főként extrém események előfordulását vizsgáljuk, melyek eloszlása nem normális), a másodfokú hasznossági függvény pedig IARA-típusú, ami nem túl valószínű. A szabályt ezért közelítő jelleggel használjuk, gyorsasága és egyszerűsége miatt azonban igen alkalmas például nagy mennyiségű döntéshalmaz redukálására. A másik nyilvánvaló hátrány, hogy nagyon gyakran találkozunk olyan döntéshalmazzal, melynek elemei az E, V -hatásosság elve szerint nem rendezhetők. Az E, V -hatásosság előnye abban áll, hogy akkor is alkalmazható, ha a hasznossági függvény nem ismert.

Az E, V -hatásosság vizsgálata úgy történik, hogy (ha van rá módunk) a döntéshozót, vagy egyéb szakértőket is bevonva meghatározzuk a választási lehetőségekhez tartozó szubjektív eloszlásokat. Ezt a legtöbb esetben valamely kérdőív segítségével végezzük, amelyben az alábbihoz hasonló kérdésekre keressük a választ:

Mi lehet a döntéshez tartozó nyereség minimuma, maximuma, középértéke, legvalószínűbb értéke stb.? Ezek segítségével megbecsüljük az egyes döntésekhez tartozó eloszlásfüggvények $F(x) = 0, 0.5$, illetve 1 értékeihez tartozó x értékeit. A $(0, 0.5)$ és a $(0.5, 1)$ intervallumokat tovább felezve és további, a fentihez hasonló kérdések segítségével valamely $k \in \mathbb{N}$ -nel az összes $\frac{i}{2^k}$ -kvantilist ($i = 0, 1, \dots, 2^k$) megbecsüljük, és bevezetjük ezekre az x_i jelölést.

Az $F_i = F(x_i)$ jelölést használva számítsuk ki az egyes eloszlásokhoz tartozó várható becsült értéket (E), szórásnégyzetet (V) és variációs koefficiens (CV) (Hardaker et al., 2004), majd ábrázoljuk az (E, V) pontokat!

$$E = \sum_i (F_{i+1} - F_i) \frac{(x_{i+1} + x_i)}{2},$$

$$V = \sum_i (F_{i+1} - F_i) \frac{x_{i+1}^2 + (x_{i+1}x_i)^2 + x_i^2}{3} - E^2.$$

Kedvező esetben az ábrázolt (E, V) pontok között rendezést fedezünk fel, amire alkalmazhatjuk az E, V -hatásosság szabályát.

A hasznossági függvényen alapuló kritérium

Ha ismert a negatív exponenciális hasznossági függvényünk: $U : w \mapsto U(w) = 1 - \exp(-cw)$, akkor a Freund-féle $CE = E - 0.5r_a V$ becslést felhasználva ábrázoljuk az i -edik döntési lehetőséghez tartozó

$$U_i : V_i \mapsto U(V_i) = E_i - 0.5r_a V_i = CE$$

lineárisan közelítő hasznossági függvényeket, illetve különböző (rögzített) CE bizonyossági ellenértékekre az

$$U_{CE} : V_i \mapsto U_{CE}(V_i) = CE + 0.5r_a V_i = E_i$$

függvényeket! (Minél nagyobb a döntéshozó r_a -val jelölt abszolút kockázati averziója, nyilván annál meredekebb a közelítő egyenes, meredeksége éppen $0.5r_a$.) A hasznossági függvényen alapuló kritérium azt a lehetőséget választja, amelyik a legmagasabb E_i várható értékhez tartozik, illetve a legmagasabb CE -hez tartozó hasznossági függvényen fekszik.

Sztochasztikus dominancia

Elsőfokú sztochasztikus dominanciáról beszélünk, ha A , B lehetőségekre fennáll, hogy

$$F_A(x) \leq F_B(x) \quad (x \in \mathbf{R}).$$

Ekkor A előnyösebb, mint B . Az elsőfokú dominanciakritériummal azonban megint az a probléma, hogy a lehetőségek között sok esetben nem áll fenn rendezés. (Az eloszlásfüggvények metszik egymást.) Ilyenkor is általában van olyan részhalmaza a lehetőségeknek, melyekről bizonyosan eldönthető, hogy van náluk kedvezőbb. Ezeket elhagyva folytathatjuk a másodfokú dominancia vizsgálatot, ami szintén reményt kelt, hogy legalább tovább csökkenti a lehetőségeink halmazát.

Másodfokú sztochasztikus dominanciáról beszélünk, ha

$$\int_{-\infty}^x F_A(t) dt \leq \int_{-\infty}^x F_B(t) dt \quad (x \in \mathbf{R}).$$

Harmadfokú sztochasztikus dominanciával is találkozunk a szakirodalomban, de hatásossága felől komoly kétségek vetődnek fel (pl. Anderson et al., 2004).

A sztochasztikus dominanciakritériumok egy egyszerű általánosítása, amikor az eloszlások olyan lineáris kombinációját keressük, amely előnyösebb valamely lehetőségnél, s ekkor ez utóbbi, kevésbé előnyös lehetőséget kiküszöbölhetjük a feladatból (Drynan, 1986).

Általánosított sztochasztikus dominancia

Az általánosított sztochasztikus dominanciakritérium (Goh et al., 1989) a fenti sztochasztikus dominanciakritériumoknál erősebb módszer, mert a vizsgálat során figyelembe veszi a döntéshozó kockázati averzióját, illetve hasznossági függvényét is. Először rögzítjük az abszolút kockázati averziót nagy valószínűséggel tartalmazó intervallumot (I_r), majd az r_a nagyságrendjének felhasználásával becsüljük a hasznossági függvényt. A kapott hasznossági függvényre alapozva keresünk első- illetve másodfokú sztochasztikus dominanciarelációt a lehetőségek között.

A közelmúltban a módszert ötletesen egyszerűsítette Hardaker et al. (2004). A hasznossági függvény Bernoulli-féle alapelvei alapján az r kockázati averziótól (is) függő hasznossági függvény

$$U(x, r) = \int U(t, r) \cdot f(t) dt,$$

amiből $CE(x, r) = U^{-1}(x, r)$. Ez alapján (negatív exponenciális hasznossági függvényt feltételezve) becsüljük az U -t:

$$U(x, r_a) = \sum_i (F_{i+1} - F_i) \left[1 - \frac{(\exp(-r_a x_i) - \exp(-r_a x_{i+1}))}{r_a (x_{i+1} - x_i)} \right] \quad (r_a \in I_r),$$

továbbá U inverzét:

$$CE = \frac{-\ln[1 - U(x, r_a)]}{r_a}.$$

A CE értékeket az abszolút kockázati averzió függvényében ábrázolva a legmagasabban fekvő görbe jelöli ki a legkedvezőbb lehetőséget. Amennyiben a görbék egymást keresztezik, úgy a döntést a kockázati averzió nagyságától függően, az aktuális r_a -hoz tartozó magasabb CE értékű görbeszakasz mutatja meg.

7. Módszerek a kockázatelemzésben

Sztokasztikus szimuláció

A szimulációs módszerek lényegében egyenlethalmazzal leírt matematikai modellek, melyek megfelelő paraméterbeállítás mellett a változók közötti kapcsolatok realisztikus ábrázolásával jól ábrázolnak egy valós jelenséget. A szimulációs módszerek segítségével, mint azt az előző feladatban láttuk, „mi-lesz-ha”- (*what-if*-) típusú kérdésekre is választ kapunk, s így például szcenáriók által előrejelzett feltételekre is képet kapunk a vizsgált rendszer működéséről.

A sztochasztikus szimulációs módszerek ezzel szemben bemenő adatként (valamely eloszlással meghatározott) véletlen elemet is tartalmaznak, mely a (valóságosan is létező) bizonytalanságot hivatott ábrázolni. (Ha a modellben több, egymással sztochasztikus függőségben álló változó is szerepel, akkor nem az egyes eloszlásokkal, hanem az együttes eloszlással definiáljuk az egész változóhalmazt.) A rendszer inputja tehát véletlentől függő (*random*), következésképpen az output is egyfajta „kimeneteleloszlást” generál. Ez magának a sztochasztikus szimulációnak a célja egyben, melynek segítségével a kockázatelemzést úgy pontosíthatjuk, hogy számításaink során figyelembe vesszük a bizonytalanságot. Ekkor a kockázatelemzés a kapott kimeneteleloszlások összehasonlításából áll (pl. hatásossági kritériummal).

A Monte Carlo-módszer

A legegyszerűbb ilyen módszer a jól ismert *Monte Carlo*-módszer, mely előre meghatározott F eloszlású változó(k) értékeit generálja iteráció útján. Ezt úgy kell érteni, hogy elegendő számú iteráció esetén a generált értékek eloszlása jól közelíti a kívánt (előre meghatározott) eloszlást. A módszer lényege, hogy a $[0, 1]$ intervallumról egyenletes eloszlással választ megfelelő számú y értéket, és veszi az ezekhez tartozó (az F eloszlás inverzével kapott) x értékeket: $F(x) = y$, $x = F^{-1}(y)$. Hátránya, hogy nagyon csúcsos, vagy hosszú farkú eloszlások esetén csak igen magas számú iterációval érjük el a megfelelő konvergenciát. A *Monte Carlo*-módszert ma már inkább egy általánosabb formában használjuk, amelynek neve: *latin hiperkocka-módszer*.

A Latin hiperkocka-módszer

A módszer annyiban módosítja a *Monte Carlo*-módszert, hogy két lépésre bontja az y pontok kiválasztását. Az első lépésben a $[0, 1]$ intervallumot ekvidisztáns módon n egyenlő részre osztja (ha n iterációt kívánunk végrehajtani), és ezek közül véletlenszám-generálással választ egyet. A kiválasztott sorszámú intervallumból a második lépésben egyenletes eloszlással választ egy y értéket. Ezt a két lépést n -szer megismétli. Innen a módszer megegyezik az eredeti *Monte Carlo*-módszerrel. Előnye, hogy már sokkal kisebb számú iterációt követően igen jó közelítéssel kapjuk a kívánt eloszlású output változót.

A Taylor-sor-módszer

A *Taylor-sor*-módszerrel az ismeretlen hasznossági függvényt közelítjük egy x pontban a várható érték körül:

$$U(x) = U(E) + \sum_{i=1}^{\infty} U^{(i)}(E) \frac{(x-E)^i}{i!} \approx U(E) + U^{(2)}(E) \frac{M_2(x)}{2} + U^{(3)}(E) \frac{M_3(x)}{6},$$

ahol $M_i(x)$ az x eloszlásához tartozó i -edik momentum.

Matematikai programozás

A matematikai programozás az optimalizálási módszerek egy nagy családja. Legegyszerűbb fajtája a lineáris programozás (LP), melyben néhány korlátozó feltétellel egy konvex halmazt határozunk meg, melynek ezután a lineáris ún. célfüggvényben felírt (paraméteres) hipersík segítségével megkeressük azt a pontját, melynél a célfüggvény értéke minimális (maximális). (Ha jól meghatározott a feladat, akkor van megoldás, többnyire pontosan egy, ha csak nem egyezik egy feltétel hipersíkja a célfüggvényével.) A megoldást az ún. szimplex módszerrel kaphatjuk meg, mely lényegében a konvex halmaz csúcspontjain fut végig, keresve közöttük az optimálisat. Ha a célfüggvény másodfokú, akkor kvadratikusan (QP), ha a megoldásokat az egész számok körében keressük, akkor egész értékű, ha az együtthatók nem konstansok, hanem adott eloszlású valószínűségi változók, akkor sztochasztikus programozásról beszélünk. A kockázatelemzésben találkozhatunk az igen egyszerű klasszikus LP feladatoktól kezdve a bonyolultabb QP feladatokon át (amikor a nagyrészt nemlineáris hasznossági függvényt, mint célfüggvényt szeretnénk optimalizálni) a sztochasztikus programozásig a matematikai programozás minden fajtájával, esetenként igen érdekes speciális feltételekkel színezve.

A sztochasztikus szimuláció és az optimalizálás kombinálása

A sztochasztikus szimuláció nagy hátránya, hogy közvetlenül nem végezhető vele optimalizálás. A közelmúltban (Corne et al., 1999, Spall, 2003) iterációs megoldást javasolt a bizonytalan inputtal rendelkező optimalizációs feladatokra *genetikai algoritmus* néven. A módszer Darwin „természetes kiválasztódás” elvét mesterségesen alkalmazza. Lényege, hogy sztochasztikus szimulációval generált kimeneteket hasonlítunk össze, s azok közül a legkevésbé kedvező (előre rögzített) hányadot elhagyjuk. Ezek helyett újabb szimulációval újabb kimeneteket generálunk, összehasonlítjuk stb. Az iteráció akkor áll le, ha a „legkedvezőbb kimenetek halmaza” már lényegesen nem javítható. Az ötlet egy korábbi változa mezőgazdasági alkalmazásának pozitív tapasztalatairól számol be Mayer et al. (1998), illetve Cacho és Simmons (1999).

8. Szoftverek a kockázatelemzésben

A kockázatelemzésben, mint láttuk, számos matematikailag mély és nagy számításigényű módszer használatos. Ezek egy része mint módszer, már sokkal régebbi keletű, csupán a kockázatelemzésben való alkalmazásuk kezdete tehető az elmúlt 30 esztendőre. Ahogy a kockázatelemzésben használt modellek és módszerek színesedtek, mélyültek és fejlődtek, úgy növekedett az igény arra, hogy bizonyos, már-már klasszikusnak számító, sokak által alkalmazott módszereket szoftver formájában is a kockázatelemzők rendelkezésére bocsássák. Az alábbiakban a legelterjedtebb kockázatelemzést támogató programcsaládokat említem meg.

Solver

A *Solver* szinte mindenki számára könnyen elérhető optimalizáló segédprogram, mely a *MS Excel*® eszköztárában megtalálható. Az optimalizáláson kívül más funkciója nincs. További hátránya, hogy csak kisebb problémák kezelésére alkalmas.

@Risk

A *Palisade* cég *@Risk* nevű terméke az egyik legismertebb és legelterjedtebb komolyabb szoftver a kockázatelemzés támogatására. A *MS Excel*® programhoz készült, annak mintegy kiegészítéseként. Több szintű felhasználásra íródott, modul rendszerű. Moduljai:

- *@Risk Standard*

A legegyszerűbb és legalapvetőbb módszereket tartalmazza (pl. *Monte Carlo*-módszer), modellek alkotására és elemzésére is alkalmas, egyszerű felépítésű program, mely felhasználóbarát *MS Excel®* környezetben dolgozik.

- **@Risk Professional**

A *@Risk Standard* kiegészítéseként született, több részből áll:

A *BestFit* eloszlások illesztésére alkalmas.

A *Goal Seek* a matematikai programozás módszereivel induló paraméterek becslésére használható.

A *Stress Analysis* segít megkeresni azt a legbővebb tartományt, amelyben a modellünk érvényessége bizonyítható.

Az *Advanced Sensitivity Analysis* segítségével a különféle paraméterek mindegyikére külön-külön, és bizonyos csoportosításban is érzékenységi vizsgálatot végezhetünk.

- **@Risk Industrial**

Mint a nevéből is kiderül, nagyméretű (ipari) problémák megoldását támogatja, ezért fejlettebb számítógépes környezetet igényel. Hozzáértő szakemberek számára készült, a *@Risk Professional* több kiegészítésével. Ezek közül fontos megemlíteni a

@RiskAccelerator programot, mely nagyméretű problémák számítási idejét képes csökkenteni, és a

@RiskOptimizer programot, mely egymás utáni lépésekben szimulál és optimalizál, ezt nem kell felváltva, különböző részprogramok segítségével végezni.

- **@Risk Developer's Kit**

Kockázatelemző programok írására használható. Választható moduljai: C, C#, C++ és Visual Basic nyelvek.

Tree Age Pro

A *Tree Age Software Inc.* cég *TreeAge Pro* elnevezésű programja saját felhasználói környezettel rendelkezik, de az *MS Excel®*-hez is hozzákapcsolható. Széleskörű felhasználókra számít, azért az oktató céllal készült egységektől kezdve a kockázatelemző kutató szakemberek számára készült programokig szinte minden szinten találunk benne igényes modult. Részei:

- *TreeAge Pro 2005* (E döntéstámogató program a középpontba a bizonytalanságot és a komplexitást állítja.)
- *TreeAge Pro Healthcare* (Az egészségvédelemben történő felhasználásra készült, alkalmas Markov-folyamatok kezelésére, és befektetés-megtérülés elemzésére.)
- *TreeAge Pro Excel* (Az *MS Excel®* programhoz való kapcsolódást támogatja.)
- *TreeAge Pro Suite* (Olyan segédprogramokat tartalmaz, mely elősegíti a nagyméretű problémák gyors kezelését is.)
- *TreeAge Pro Interactive* (Döntéstámogató interaktív modul.)

What'sBest!

Az *MS Excel®* környezetbe ágyazható *What'sBest!* elnevezésű program a *Lindo Systems* terméke. Lineáris, nemlineáris és egészértékű programozási technikával optimalizál. Kifejezetten nagyméretű problémák megoldására fejlesztették ki. Alkalmas arra, hogy adott típusú problémákra megfelelő beállítással olyan munkalapokat hozzunk létre vele, melyet kevésbé hozzáértő felhasználók kezébe adhatunk.

III. ANYAG ÉS MÓDSZEREK

1. Anyag

Platánfa- és csipkésposloska- populációegyüttesek

Munkánk során négy budapesti platánfa-csipkésposloska- (*Platanus hybrida* és *Corythuca ciliata*, Say, 1832, Heteroptera: Tingidae) populációegyüttes megfigyelt adatainak segítségével végeztük az elméleti modellünk értékelését (Őszí et al., 2005).

Modellezési munkánkat végigkísérte az adathiány okozta súlyos probléma. A platánfa-csipkésposloska-populációt azért használtuk modellünk alkalmazására, mert a vizsgálat során kidolgozott metodikával az agrártudományban felettébb fontos növény-kártevő kapcsolat e munkának egyenes folyományaként modellezhető, feltéve, hogy a szükséges adatok birtokába jutunk.

A *Platanus hybrida* (acerifolia) fák, köznevükön juharlevelű platánfák, a *Platanus orientalis* nálunk általánosan elterjedt, főleg út menti díszítősorként és parkfaként ismert egyedei. Vízigényes, melegkedvelő fa.

A platánfán élő csipkésposloskát már őshazájában, Észak-Amerikában is a platánfajok kártevőjeként ismerték, a fák levelének fonákján csoportosan szívogat. Jelenleg Budapest parkfáinak egyik legveszélyesebb, és kártételét tekintve évről évre egyre súlyosabb ellensége. Európába hajóval hurcolták be, először Észak-Olaszországban jelent meg a múlt század hatvanas éveiben. Magyarországra a hetvenes évek végén érkezett főként teherautók, kamionok platóin, a nyolcvanas évek közepén már az egész országban jelen volt, az évtized végén már károkat okozott (Vásárhelyi és Hufnagel, 1990).

A kifejlett egyedek a középidoős fák kérge alatt telelnek, számuk elérheti a 200 egyed/dm²-t is. Tavasszal akkor jelennek meg, amikor a napi átlaghőmérséklet 8 °C fölé emelkedik. Az áttelelt nemzedék május eleje táján rakja le petéit, egy-egy nőstény körülbelül 80-160 darabot. A második nemzedék július második felében rak petét. A telelésre vonulás október végén esedékes. Az első nemzedék egyedsűrűsége alacsonyabb, míg a második nemzedéknél adott esetben migrációra is sor kerülhet. Vásárhelyi és Hufnagel (1990) leírta a hímek és nőstények arányának ciklikus változását, meghatározta a reprodukciós arányukat, a különböző fenofázisú egyedek mozgásának intenzitását, térbeli elhelyezkedését, illetve az áttelelt egyedek szívogatásának és párzásának sajátosságait. Kükedi és Pálmai (1992, 1997) a csipkésposloska fejlődésének, életritmusának és téli mortalitásának fokozott időjárási érzékenységre hívja fel a figyelmet, különös tekintettel a hőmérsékletre, és egyes időszakokban a csapadékra.

A csipkésposloska kiválasztását a fajnak igen kedvező ökológiai tulajdonságai is indokolták, ilyenek:

- Mivel a faj a közelmúltban érkezett Magyarországra, ezért a körzetünkben élő ökoszisztéma-rendszerhez még nem kötik túl bonyolult kölcsönhatási szálak.
- Bár kisebb egyedszámban megél a nálunk dísznövényként termesztett papíreperfán (*Broussonetia papyrifera*), a hikoridiófákon (*Carya* spp.), és a kőrisfákon (*Fraxinus* spp.) is, a csipkésposloska hazánkban mégis gyakorlatilag monofág, és mint ilyen, forráskorláttal nem kell számolnia (Hufnagel és Mészáros, 2000).
- Természetes ellenségei Magyarországon még nincsenek, illetve egyelőre jelentéktelen szereppel bírnak, természetes körülmények között történt megfigyelések szerint a posloskapopuláció dinamikáját egyelőre nem befolyásolják.

A mintavételezés 3 helyszínen, 3 időpontban történt:

A platánfa-csipkéspoloska-populáció vizsgálatát a Kodály köröndön 1989 márciusától novemberig dr. Vásárhelyi Tamás és Hufnagel Levente végezte. A vizsgálatokat már kora tavasszal, a platánlevelek megjelenése előtt az áttelelt populáció vizsgálatával kezdték, és a populáció telelőre vonulásáig folytatták, hetente egy, esetenként két alkalommal.

Budapest parkfái között a kedvező klímának köszönhetően a margit-szigetiek a legéletképesebbek, legegészségesebbek. Itt 1998. május közepétől szeptember végéig Őszi Brigitta végzett mintavételezést (Őszi et al., 2005). A vizsgálatokat hetente, esetenként kéthetente végezte. Június elején, a még mindig alacsony egyedszámú populáció miatt, új helyszínt keresett, de a megkezdett mintavételezést telelőre vonulásig folytatta. Az új helyszínen, az Árpád fejedelem útján, az Országos Rehabilitációs és Fizioterápiás Intézet épületeinek térségében 1998. június közepétől (az első csipkéspoloska-nemzedék ötödik lárvastádiumának megjelenésétől) szeptember végéig, a telelőre vonulásig végezte a mintavételezést, majd 1999. április közepétől, az első áttelelt imágók leveleken való megjelenésétől október végéig, a telelőre vonulásig folytatta.

A mintavételezés során az alábbi adatokat jegyezték fel:

Helyszín Adatok	Kodály körönd, Budapest	Margit-sziget, Budapest	ORFI, Budapest	ORFI, Budapest
Év	1989	1998	1998	1999
Mintavétel ideje	ápr. 17.-okt. 13.	máj. 17.-szept. 30.	jún. 15.-szept. 30.	ápr. 17.-okt. 30.
Gyakorisága	hetente 1-2	hetente egyszer	hetente egyszer	hetente egyszer
Mintanagyság (levelek száma, N_i)	100	68-130	88-169	75-224
Rögzített paraméterek	Levelenkénti imágók száma (hím / nőstény); Levelenkénti lárvák száma minden egyes fenofázisban	Levelenkénti imágók száma (hím / nőstény); Levelenkénti lárvák száma minden egyes fenofázisban; Levél nagysága; Szívogatottság mértéke (%)	Levelenkénti imágók száma (hím / nőstény); Levelenkénti lárvák száma minden egyes fenofázisban; Levél nagysága; Szívogatottság mértéke (%)	Levelenkénti imágók száma (hím / nőstény); Levelenkénti lárvák száma minden egyes fenofázisban; Levél nagysága; Szívogatottság mértéke (%)

A megfigyelési adatokon kívül az adatokból számított platánfa levélfelület és biomassa, illetőleg a csipkéspoloskák különböző stádiumának átlagos tömege és biomasszája is rendelkezésünkre állt (Őszi et al., 2005).

Időjárási adatok

A modellezéshez használt napi középhőmérséklet adatok az OMSZ megfigyelő hálózatának adatbázisából valók, melyben megyei és agro-ökológiai körzetenkénti feljegyzések szerepelnek.

A megyei adatbázisban a 19 megyére a napi középhőmérséklet, a csapadékmennyiség, a relatív páratartalom és a napsütéses órák száma szerepel 1950-től 1990-ig. A körzetenkénti adatbázisban ugyanezeknek a meteorológiai paramétereknek a havi átlaga, továbbá az extrémális események szerepelnek erre az időszakra. Egyes megfigyelőállomásokról már 1881-től vannak feljegyzések.

Szenáriók

A fenológiai modellünket szenáriók által előírt napi átlaghőmérsékletekre is futtattuk. Munkánk során az IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) által lefektetett

alapelvek szerint készült, általánosan elfogadott szimulációs klímaszcenáriókat használtuk, továbbá az ezek alapjául szolgáló BASE nevű, a mai feltételekkel szimulált scenáriót. Ezek:

1. a Hadley Intézet által készített GCM-k: UKLO, UKHI és UKTR és a
2. Geophysical Fluid Dynamics Laboratory (USA.) által közrebocsátott GFDL2535 és GFDL5564 (ld. II.B fejezet 6. pontja) scenáriók.

Eredményeinket a 30 éves scenáriók igen jellemző középső, 15. évére mutatjuk be, melyek körülbelül a 2050. esztendőöt reprezentálják (az UKLO és UKHI kivételével, ezek ugyanis nem köthetőek valós évszámhoz). A scenáriók adatainak a magyarországi régiókra érvényes leskálázása a CLIVARA (*CL*imate *C*hange, *C*limatic *VAR*iability and *A*griculture in *E*urope) project keretében készült.

Megyei terméseredmények

Kockázatelemző munkánkhoz a kukorica és búza megyei hektáronkénti átlagterméseit az *Agro-ökológiai Integrált Információs Rendszerből* (AIIR) (Gerenday et al., 1991) vettük. Az AIIR egy olyan számítógépes adatbázis, amely tartalmazza a magyarországi települések mezőgazdaságilag hasznosítható területeinek adatait, ezenkívül a meteorológiai és talajtani adatokon felül megtalálhatók benne a szántóföldi növénytermesztés, a zöldségtermesztés, a gyümölcs- és szőlőtermesztés, illetve a rét-, legelő- és erdőgazdaság megyei, illetve körzetenkénti adatai, továbbá szakértői vizsgálatok eredményeképpen született egyéb agro-ökológiai információkat is találunk benne.

2. Módszerek

Modellezés

Az agro-ökoszisztémák kölcsönhatás-rendszerének gerincét az abban szereplő élőlény-populációk táplálkozási hálózata adja. A táplálkozási hálózat számos olyan indirekt vagy rejtett kölcsönhatást is magában foglal, amelyek nem közvetlenül anyagáramlási jellegűek. Ilyen például a táplálékért való versengés (kompetíció), a közös predátortól való menekülésből és az ellene való védekezésből eredő indirekt kölcsönhatások, valamint a trofikus kaszkádnak is nevezett „top-down” és „bottom-up” regulációk stb. Az ökoszisztéma kölcsönhatási hálózatának jó közelítését kaphatjuk, ha a táplálkozási hálózatot, a legfontosabb abiotikus hatásokkal (meteorológiai és talajtani faktorok) egészítjük ki.

Munkánk első lépésében egy táplálékhálózati rendszer populációdinamikai modelljét írtuk fel. A modell egy determinisztikus diszkrét differenciaegyenlet-rendszeren alapul, melynek egyes egyenletei a vizsgálatba bevont paraméterek napi változásait írják le. Az általános egyenlet három fő tényezője a hőmérséklettől függő biológiai aktivitást, a táplálékellátottság hatását és a predációs hatást írja le. Az eredményeket az egyes populációk biomasszamennyiségében fejezzük ki. Modellünk fiziológiai és analitikus modell, melynek kifejlesztésekor nem a választott táplálékhálózat egyes részfolyamatainak pontos leírására törekedtünk, hiszen egyrészt arra a szakirodalomban számos igen kiváló részmodellt ismerünk (ld. II. B. fejezet 5. pontját), másrészt a gyakorlatban az azokhoz szükséges adatok és paraméterek legtöbbször úgysem állnak rendelkezésünkre. Ehelyett igyekeztünk a leglényegesebb hatások kiemelésével a rendszer egészét a lehető legpontosabban leírni annak érdekében, hogy adathiányos szituációkban is jól használható legyen, de ugyanakkor kedvezőbb szakmai körülmények között, sokrétűbb input birtokában lehetőséget biztosítson igényesebb elemek beiktatására is.

Második lépésként az általános modellt négy csipkéspoloska-populációra (*Corythuca ciliata*) alkalmaztuk. Ekkor a fejezet 1. pontjában ismertetett okok miatt a populációra vonatkozó differenciaegyenlet monofág-típusú és predációmentes, továbbá forráskorlátozással sem számoltunk.

Modellünket *MS Excel*® formátumban készítettük, mely annak felhasználását széles körben alkalmassá teszi. A modell paramétereit négy csipkésposloska-populáció 1989., 1998. és 1999. évi adatainak felhasználásával határoztuk meg optimalizálással, az *MS Excel*® *Solver* segítségével.

Kockázatelemzés

Modellezési munkánkat a determinisztikus modellekkel leírt folyamatok kockázati elemzésével kívántuk kiegészíteni, azzal a céllal, hogy a folyamatok sztochasztikus tulajdonságait a kockázat aspektusából feltárjuk. A Bevezetőben részletezett okok miatt kénytelenek voltunk olyan esettanulmánnyal beérni, amely témáját tekintve ugyan nem kapcsolódik szorosan a bemutatott modellekhez, de metodikáját tekintve a megfelelő adatok birtokában a modellekre egyszerűen ráépíthető.

A rendelkezésünkre álló megyei kukorica terméseredmény adatokat nemlineáris (logisztikus) regresszióval illesztettük. Ezután a *Phillips*-módszerrel (ld. II. C. fejezet, 5. pont), *MS Excel*® programmal tettük azokat összehasonlíthatóvá. Szakértői becslések alapján a háromszög-eloszlás módszerével kiszámoltuk a termés szubjektív várható értékét és szórását (E_s , D_s). A negyvenéves adatsorra illesztett (logisztikus) regresszió ε_i reziduumaival és a regressziós tartomány jobboldali végpontjához tartozó $f(x_{akt})$ regressziós függvényértékkel meghatároztuk az $y_i^{korr} = f(x_{akt}) + \varepsilon_i$ ún. korrigált terméseredmény-értékeket. (A logisztikus illesztést esetünkben az illeszkedés minden tekintetben (R^2 , ANOVA, együtthatókra vonatkozó t -értékek) való jóságán túl az 1970-73 között végbemenő nagyfokú technológiaváltás is indokolta.) Ezután szakértők bevonásával súlyozhatók a kapott y_i^{korr} értékek a p_i súlyokkal, mégpedig oly módon, hogy becsüljük annak a valószínűségét, hogy az általunk vizsgált év milyen valószínűséggel fog körülményeiben megegyezni az i indexű évvel. (Nyilván $\sum_i p_i = 1$.) Erre vonatkozó szakértői

becslés hiányában a módszer jól alkalmazható azonos nagyságú p_i súlyokkal, mi is ezzel a feltevéssel dolgoztunk. Kiszámítottuk az E_t várható értéket és a D_t szórást, majd az y_i^{korr} korrigált adatokat, illetve a szubjektív várható értéket és szórást felhasználva meghatároztuk az aktualizált adatokat: $Y_i = E_s + \frac{y_i^{korr} - E_t}{D_t} \cdot D_s$. (Nyilván $E(Y_i) = E_s$ és $D(Y_i) = D_s$.)

Mivel munkánk során a személyes kockázati averziót nem állt módunkban megismerni, az általánosan elterjedt $U : w \mapsto 1 - \exp(-cw)$ negatív exponenciális hasznossági függvényt használtuk, melynek legfontosabb jellemzője hogy a hozzá tartozó abszolút kockázati averzió nagysága állandó ($r_a(w) = c$), míg a relatív kockázati averzió a rendelkezésre álló tőkétől lineárisan függ ($r_r(w) = cw$).

A hatásossági kritériumok közül a szubjektív eloszlásfüggvényekre épülő sztochasztikus dominancia, az E, V -hatásossági és a hasznossági függvényen alapuló kritériumokat használtuk, de az ezekből kapott eredményekkel nem elégedtünk meg. A kockázat mértékének növekedését végül az általánosított sztochasztikus dominancia-módszer egy közelmúltban egyszerűsített változatával, a kockázati averziótól is függő sztochasztikus hatásossági kritérium segítségével igazoltuk (ld. II.C. fejezet, 5. pont).

IV. EREDMÉNYEK

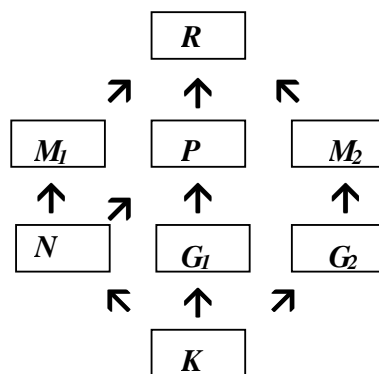
A. Egy agro-ökológiai táplálékhálózati rendszer populációdinamikai biomasszamodellje és szimulációja

1. Bevezetés

Az alábbiakban egy olyan agro-ökológiai táplálékhálózati rendszer populációdinamikai biomasszamodelljét és szimulációját mutatjuk be, mely megfelelő fenológiai általánosítást és alkalmazást követően (IV.B. fejezet) alkalmas lehet növény–kártevő rendszerek alapos és áttekintő kockázatelemzéséhez. A kockázatelemzési alkalmazást mind a rövid, mind pedig a hosszútávú stratégiai–taktikai döntéstámogatás során a gyakorlatban is jól hasznosíthatjuk, ezenfelül pedig az eredményeket klímaváltozási scenáriókra építve, azokból kockázati prognózisok nyerhetők (IV.C. fejezet)

2. A modell általános leírása

Modellünk kidolgozásához egy szélsőségesen leegyszerűsített modellszituációt vizsgáltunk (3. Ábra). A modell legalsó szintjén szerepel a talaj, mint víz- és tápanyagforrás input (K), az e fölötti trofikus szinten egy kultúrnövény (N), két gyomnövény (G_1 és G_2), továbbá feljebb egy monofág kártevő (M_1), mely a kultúrnövényünket pusztítja, egy másik monofág kártevő (M_2), mely az egyik gyomnövénytől táplálkozik, egy polifág kártevő (P), mely a kultúrnövényt és az egyik gyomot is pusztítja, továbbá legfölül egy kártevőkkel táplálkozó ragadozó (R) (Ladányi, 2002b, Horváth et al., 2002).



3. Ábra. Egy táplálékhálózati modell. A talaj (K), a kultúrnövény (N), a gyomok (G_1 és G_2), a monofág (M_1 és M_2) és a polifág (P) kártevők, illetve a ragadozó (R) kölcsönhatásai. Az ábrán szereplő nyilak a tápláléktól a fogyasztó felé mutatnak.

Modellünk lényegében a táplálékhálózatban szereplő egyes populációk biomasszájának dinamikus változásait, illetve az elemek kölcsönhatásait írja le (Ladányi, 2003a).

3. A táplálékhálózat populációdinamikai modellje

A táplálékhálózatban szereplő kölcsönhatásokat leíró modellben hét differenciaegyenletet írtunk fel, melynek mindegyike a táplálékhálózat egy-egy elemének napi változását írja le. A differenciaegyenletek általános alakja:

$$X_{t+1} = X_t \cdot R_{X,t} \cdot P_{X,t} \cdot F_{X,t},$$

ahol X_{t+1} és X_t jelöli az N , G_1 , G_2 , M_1 , M_2 , P , illetve R populációk valamelyikének $(t+1)$ -edik és t -edik napi biomasszamennyiségét (tömeg mértékegységgel), $R_{X,t}$ jelöli az X egyedre jellemző, a t időpontban keresztül a T napi középhőmérséklettől függő ún. aktivitási tényezőt, $P_{X,t}$ jelöli az egyenlet ún. predációs tényezőjét, $F_{X,t}$ pedig az ún. táplálékmennyiségtől függő tényezőt. A továbbiakban részletesen ismertetjük az általános egyenlet tényezőit.

Az aktivitási tényező

Konstans-típusú aktivitási tényező

A konstans-típusú aktivitási tényező egy olyan, konstans értékű szakaszokból álló függvény, mely adott hőmérsékleti értékhatárok között a (napi átlag-)hőmérséklethez az 1 szám körüli, az egyedre jellemző valamely konstans értéket rendeli hozzá. Optimális napi átlaghőmérséklet esetén értéke egynél nagyobb, maximális. Az R_X függvény értékkészlete (a hazánkban mérhető középhőmérsékleti tartományt értelmezési tartománynak tekintve) egy, az 1 szám körüli szűk intervallum néhány pontja, mely azt fejezi ki, hogy az egyed számára kedvezőtlen napi középhőmérséklet esetén $R_X < 1$, azaz az általános differenciaegyenletben szorzótényezőként szereplő R_X függvény csökkenti a biomasszatömegét, kedvező napi középhőmérséklet esetén az R_X függvény értéke kicsivel 1 fölött lesz, azaz segíti a biomasszanövekedést. (A függvény értéke nem lehet sokkal kisebb vagy nagyobb, mint 1, mert ez a napi léptéket figyelembe véve túlságosan rohamos napi biomasszanövekedést vagy -csökkenést eredményezne, ami a valóságban nem fordul elő.)

Egyszerűségénél fogva előnye, hogy a populációról kapott kevés információ birtokában is jól közelíthetők a paraméterei, hátránya, hogy nem folytonos, s így a populáció hőmérsékleti érzékenységét nem fejezi ki kellő pontossággal (Ladányi et al., 2003a,b).

Lineáris-típusú aktivitási tényező

A lineáris-típusú aktivitási tényező egy lineáris törtfüggvény. A konstans típusú aktivitási tényezőhöz hasonló módon értékeit az értelmezési tartomány szakaszokra bontásával határozzuk meg, csak hogy az osztópontok között nem konstans, hanem lineáris függvénynek megfelelő értékeket vesz fel úgy, hogy gráfjaúl egy folytonos törtvonalat kapjunk.

Exponenciális-típusú aktivitási tényező

Az exponenciális-típusú aktivitási tényezőt egy ún. aktivitási függvény segítségével is meghatározhatjuk (Révész, 2002). Az aktivitási függvény két exponenciális függvény összegének valamely negatív hatványa (f):

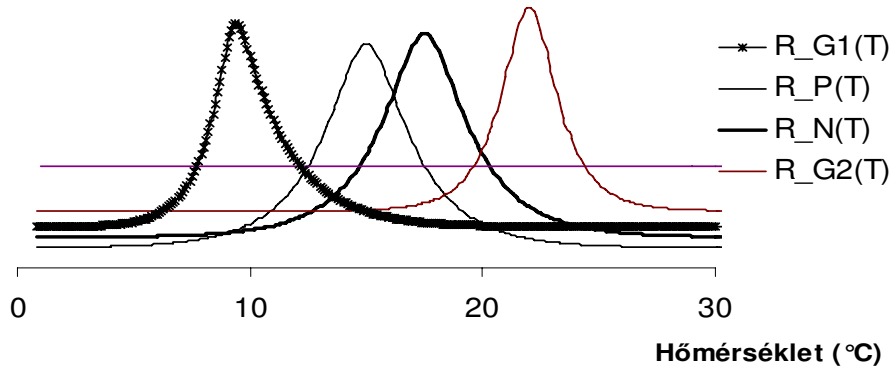
$$r_X : T \mapsto r(T) = \frac{1}{2} \left(|s(T)| + s(T) \right)^f,$$

$$s_x : T \mapsto s(T) = \frac{1}{\exp(a(T-b)) + \exp(-c(T-d))} - \frac{1}{\exp(-ab) + \exp(cd)},$$

ahol a, b, c, d , és f az X populáció egyedeinek hőmérsékletre való érzékenységtől függő valós paraméterek. Az aktivitási tényezőt ebből a függvényből képezzük egy lineáris transzformációval:

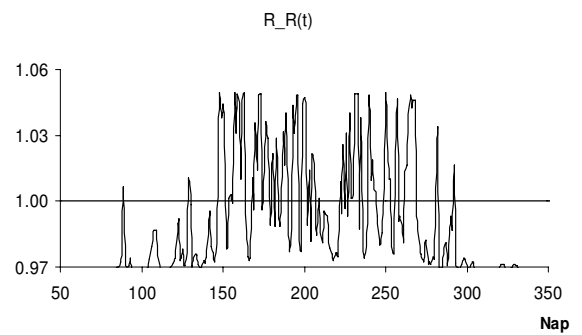
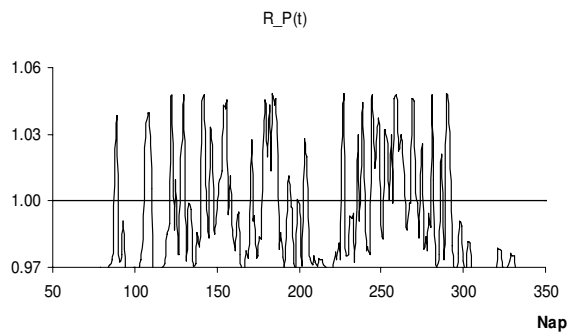
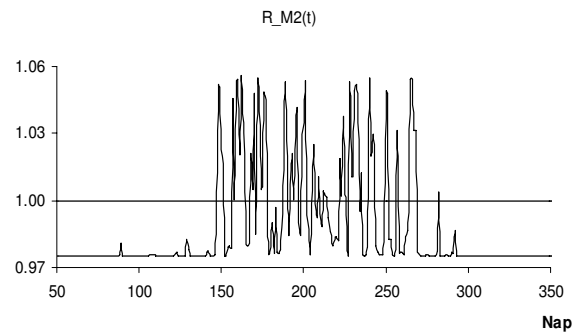
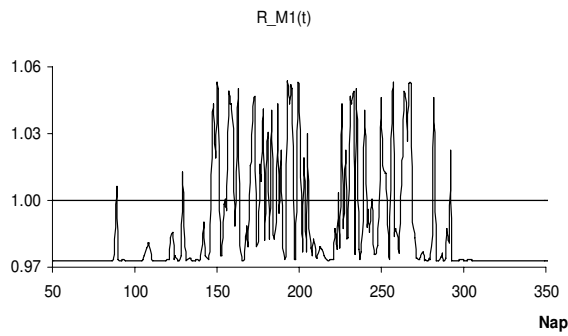
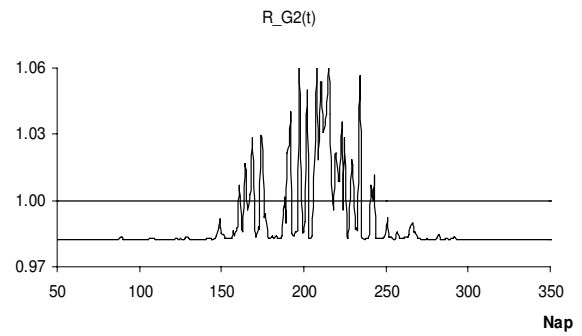
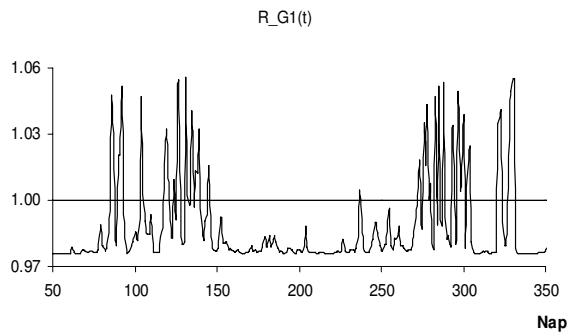
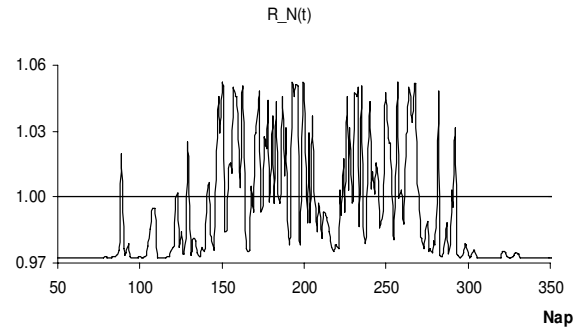
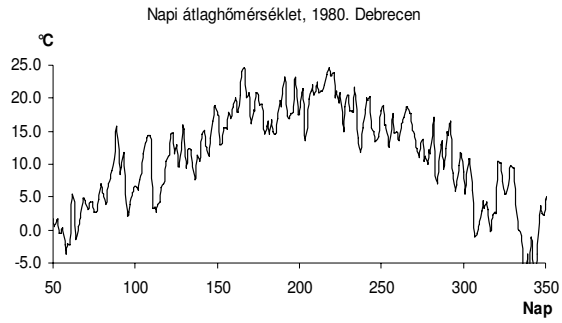
$$R_x : T \mapsto A_x r_x(T) + b_x,$$

ahol A_x és b_x az egyedekre jellemző valós paraméterek. A függvény folytonos, az optimális középhőmérsékletig egyedre jellemző meredekséggel monoton növekvő, ott eléri maximumát, majd egyedre jellemző meredekséggel monoton fogyó. Az exponenciális-típusú aktivitási tényező egyetlen hátránya, hogy alkalmazásakor a paraméterek helyes beállításához azok nagy száma és a függvények nagyfokú érzékenysége miatt igen sok adatra van szükség, ami a gyakorlatban sajnos sokszor áthághatatlan akadályt jelent.



4. Ábra. Az R_x aktivitási tényező értékei négy (fiktív) populációra. N a kultúrnövényt, G_1 és G_2 a gyomokat, P a polifág kártevőt, míg a vízszintes vonal az 1 értéket jelöli.

A 4. Ábrán egy fiktív táplálékhálózat négy elemének exponenciális-típusú aktivitási tényezőjét (R_x) tüntettük fel a hőmérséklet (T) függvényében, az 5. Ábrán pedig a rendszer populációinak aktivitási tényezője látható az év napjainak (t) függvényében, az 1980-ban Debrecenben mért napi középhőmérsékleti adatok alapján. A paramétereket igyekeztünk úgy beállítani, hogy szemléletessé tegyük, hogyan alakulnak egy rendszer populációinak aktivitási tényezői, ha jelen van hideg-, melegkedvelő és közepes hőmérsékletet kedvelő populáció is. A laposabb görbék olyan populációkhoz tartoznak, melyek számára az optimálisához közeli hőmérsékleti tartomány nagyobb intervallumon helyezkedik el (4. Ábra). Az 5. Ábrán megfigyelhető, hogy az 1980 nyarának közepén mért igen magas napi átlaghőmérsékleti értékek az aktivitási tényező értékei alapján a populációra több napon át erősen negatív hatással voltak.



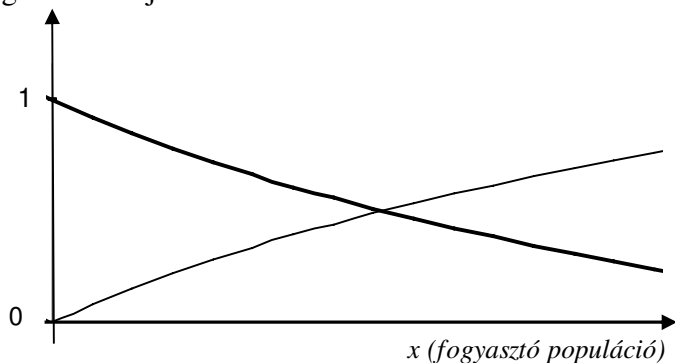
5. Ábra. Az 1980-as debreceni átlaghőmérsékleti értékek, illetve az ezekből az értékekből számított R_x aktivitási tényezők értékei egy fiktív táplálékhálózat populációira. A kultúrnövényt N , a gyomokat G_1 és G_2 , a monofág és polifág kártevőket M_1 , M_2 és P , a ragadozót R , míg az 1 értéket a vízszintes vonal jelöli.

A predációs tényező

A P_x -szel jelölt ún. predációs tényező a vizsgált populáció biomasszaváltozásának jellemzőit írja le. Amennyiben minden egyéb körülményt rögzítettnek tekintünk:

1. A táplálékpopulációt fogyasztó táplálkozópopuláció biomasszájának növekedtével a táplálékpopuláció biomasszája lassuló ütemben fogy (a táplálékszerzés egyre nehezebbé válik), határértékben a táplálékpopuláció kipusztulásáig (zérusig). Ezzel együtt a táplálékpopuláció fogyása a táplálkozópopuláció táplálékának korlátozó tényezője is egyben, mely a táplálkozópopuláció biomasszáját kevésbé növeli, vagy akár csökkentheti is. (A táplálék fogy, a táplálkozópopuláció forrása egyre korlátozódik.) A táplálkozópopuláció biomasszáj
2. ának csökkenésével azonban a táplálékpopuláció biomasszájának változása a zérus felé tart. (Kisebb intenzitású fogyasztás a táplálékpopuláció fogyasztás okán való csökkenésének sebességét lassítja, akár meg is állítja.) A vázolt hatások együttesen jelentkeznek, erősségüktől függően valamely eredő hatást eredményezve.
3. Ha a táplálékpopulációt fogyasztó táplálkozópopuláció a szóban forgó táplálékpopuláción kívül más populációkat is fogyaszt, akkor ez egyrészt pozitív hatású a táplálékpopuláció számára (amíg a másikkal lakik jól, ezt nem fogyasztja), másrészt a másik táplálékpopuláció, mint tápláló hatás, növeli a táplálkozópopuláció biomasszáját, ami a következő lépésben a táplálkozás intenzitásának növekedésével is jár (késleltetett negatív hatás, mely egyaránt hat az előző lépésben pozitívan és negatívan befolyásolt táplálékpopulációkra). Itt is elmondható, hogy az egymással ellentétes hatások erősségüknél fogva egy lépésben együttesen egy hatáseredőt eredményeznek.

A fenti összefüggéseket felismerve láthatóvá válik, hogy a táplálékhálózat kölcsönhatásai egy igen bonyolult rendszerben függenek össze. A modell konstrukciójánál mindvégig törekedtünk arra, hogy a lehető legegyszerűbb modellel a lehető legpontosabban kövessük a vázolt, véleményünk szerint legfontosabb jellemzőket.



6. Ábra. Az $x \mapsto 1/(x+1)$ (vékony vonal) és az $x \mapsto 1 - [1/(x+1)] = x/(x+1)$ (vastag vonal) függvények grafikonjai. Modellünkben feltettük, hogy az (x -szel jelölt) fogyasztópopulációnak a táplálékpopulációra gyakorolt hatása szorzótényezőként az utóbbi függvénnyel közelíthető. A táplálkozópopuláció fogyasztásának intenzitása biomasszájával együtt nő, feltehetjük, hogy valamely hiperbola-típusú függvény szerint (vékonyabb vonal). A táplálékpopulációra ennek a függvénynek az 1-re való kiegészítésével, szorzótényezőként hat (vastagabb vonal).

(i) A táplálkozópopuláció fogyasztásának intenzitása biomasszájával együtt nő, feltehetjük, hogy valamely hiperbola-típusú függvény szerint (6. Ábra, vékonyabb vonal). Ha a fogyasztópopuláció biomasszája zérus, a fogyasztási intenzitás zérus, nincs hatással a táplálékpopulációra. Ha a fogyasztópopuláció biomasszája a végtelenhez tart, akkor a fogyasztási

intenzitás maximális (ezt egységnek választottuk). Ennek megfelelően a táplálékpopulációra ennek a függvénynek az 1-re való kiegészítésével, szorzótényezőként hat (6. Ábra, vastagabb vonal). Ha a fogyasztópopuláció biomasszája zérus, a táplálékpopulációt 1-gyel szorozzuk, ami nem változtat azon. Ha a fogyasztópopuláció biomasszája a végtelenhez tart, akkor a fogyasztási szorzótényező zérushoz tart, a táplálékpopulációt (határértékben) annullálja.

A predációs hatás ezen felül függ még:

(ii) a táplálkozó- és a táplálékpopulációk biomasszájának arányától;

(iii) az a_{xy} konstans együtthatóktól (ezek az együtthatók a táplálékhalózat X elemétől az Y eleme felé mutató nyilak súlyai, a táplálék tápláló erejét, illetve a táplálkozónak a táplálék iránti egyéb biológiai viszonyát együtt, arányossági tényezőként fejezik ki);

(iv) és a táplálkozópopuláció további táplálékforrásainak biomasszájától (ez utóbbi minél nagyobb, annál erősebben gátolja a vizsgált táplálékpopulációra vonatkozó predációs hatást).

A fenti gondolatok eredményeképpen született az alábbi hat predációs tényező egyenlet:

$$P_N = \left(1 + a_{NP} \frac{P}{P+1} \cdot \frac{P}{N+\varepsilon} \cdot \frac{1}{G_1+1} + a_{NM_1} \frac{M_1}{M_1+1} \cdot \frac{M_1}{N+\varepsilon} \right)^{-\mu},$$

$$P_{G_1} = \left(1 + a_{G_1P} \frac{P}{P+1} \cdot \frac{P}{G_1+\varepsilon} \cdot \frac{1}{N+1} \right)^{-\mu},$$

$$P_{G_2} = \left(1 + a_{G_2P} \frac{P}{P+1} \cdot \frac{P}{G_2+\varepsilon} \cdot \frac{1}{N+1} \right)^{-\mu},$$

$$P_P = \left(1 + a_{PR} \frac{R}{R+1} \cdot \frac{R}{P+\varepsilon} \cdot \frac{1}{M_1+M_2+1} \right)^{-\mu},$$

$$P_{M_1} = \left(1 + a_{M_1R} \frac{R}{R+1} \cdot \frac{R}{M_1+\varepsilon} \cdot \frac{1}{P+M_2+1} \right)^{-\mu},$$

$$P_{M_2} = \left(1 + a_{M_2R} \frac{R}{R+1} \cdot \frac{R}{M_2+\varepsilon} \cdot \frac{1}{P+M_1+1} \right)^{-\mu}.$$

A predációs tényezők nevezőjében szereplő $\frac{1}{G_1+1}$ (1. egyenlet), $\frac{1}{N+1}$ (2. egyenlet),

$\frac{1}{M_1+M_2+1}$ (4. egyenlet), $\frac{1}{P+M_2+1}$ (5. egyenlet) és $\frac{1}{P+M_1+1}$ (6. egyenlet) szorzótényezők

a fenti 2. számú tulajdonságot fejezik ki (61. old., ld. még (iv)): ha a táplálékpopulációt fogyasztópopuláció más táplálékot is fogyaszt, akkor annak biomasszájával arányosan gátódik a predációs hatás.

A többi szorzótényező az 1. számú tulajdonságnak (61. old.) a modellben való teljesülését biztosítja, bár a késleltetett negatív hatást a táplálkozópopuláció táplálékmenyiségtől függő tényezője fogja csak kifejezni (ld. még (i), (ii), (iii)).

A $\mu > 0$ egy megfelelő sebességi tényező, az $\varepsilon > 0$ kicsiny szám pedig a numerikus hiba kiküszöbölésére szolgál. Az egyenleteket úgy kell érteni, hogy a bal oldalon szereplő P_x tényező értéke a t -edik időpillanatban a jobboldali képlettel számítható ki a táplálékhalózat elemeinek $(t-1)$ -edik időpontbeli biomassaértékeinek ismeretében.

A táplálékmennyiségtől függő tényező

Az F_x tényező az egyedek alábbi biológiai tulajdonságainak a modellben való megjelenését hivatott szolgálni:

(i) Bőséges táplálékforrás esetén az egyed biomasszája (minden egyéb körülményt optimálisan rögzítettnek tekintve) egy rá jellemző maximális mértékben gyarapszik (K_x jelölje az egyed maximális szaporodási rátáját, azaz az egyed testtömege növekszik és/vagy szaporodik).

(ii) A táplálékellátottság csökkenésével a táplálékmennyiségtől és egyedre jellemző módon kevésbé gyarapszik, illetve csökken az egyed biomasszája ($F_x \leq 1$).

(iii) Ha a rendelkezésre álló táplálékmennyiség az éppen szükségeset közelíti, akkor a biomasszatömege lényegében nem változik ($F_x \approx 1$).

(iv) Ha a táplálékellátottság az elviselhetetlenségig csökken, az egyed tömege csökken, végül elpusztul.

(v) Ha az egyed olyan táplálékot fogyaszt, melyért egy másik egyeddel versengésben áll, akkor a biomasszaváltozást befolyásolja a másik egyed biomasszamennyisége, (illetve az ezzel arányos táplálkozási intenzitása), továbbá egyéb, a versengő egyedek táplálékfogyasztását, illetve a táplálék tápanyagmennyiségét kifejező súlyozó paraméterek. A táplálékpopuláció biomasszájának változását a populációt fogyasztó táplálkozópopulációk közösen okozzák (additív hatás, ahol az additív tagok a versengésben álló populációk biomasszájának arányát követik).

(vi) Ha az egyed többféle táplálékot is fogyaszt (polifág, ragadozó), akkor az egyes táplálékpopulációkból a táplálék biomasszájának és tápértékének megfelelő arányban fogyaszt.

A vázolt tulajdonságokat leíró F_x tényezőt több lépésben fogjuk előállítani. Először meghatározzuk az egyed napi táplálékszükségletéből és a rendelkezésre álló táplálékmennyiségből a „maradék táplálékmennyiség” és az „összes táplálékmennyiség” arányát, pontosabban a napi

$$\frac{(-1) \cdot (\text{rendelkezésre álló táplálékmennyiség} - \text{elfogyasztott táplálékmennyiség})}{\text{rendelkezésre álló táplálékmennyiség}}$$

arányt:

$$N_F = G_{1_F} = G_{2_F} = -\frac{K - a_{KN}N - a_{KG_1}G_1 - a_{KG_2}G_2}{K + \varepsilon},$$

$$P_F = -\frac{N - a_{NM_1}M_1 - a_{NP} \frac{P}{P+1} \cdot \frac{P}{N+\varepsilon} \cdot \frac{1}{G_1+1} + G_1 - a_{G_1P} \frac{P}{P+1} \cdot \frac{P}{G_1+\varepsilon} \cdot \frac{1}{N+1}}{N + G_1 + \varepsilon},$$

$$M_{1_F} = -\frac{N - a_{NM_1}M_1 - a_{NP} \frac{P}{P+1} \cdot \frac{P}{N+\varepsilon} \cdot \frac{1}{G_1+1}}{N + \varepsilon},$$

$$M_{2_F} = -\frac{G_2 - a_{G_2M_2}M_2}{G_2 + \varepsilon},$$

$$R_F = -\frac{M_1 - a_{M_1R} \frac{R}{R+1} \cdot \frac{R}{M_1 + \varepsilon} \cdot \frac{1}{P + M_2 + 1} + P - a_{PR} \frac{R}{R+1} \cdot \frac{R}{P + \varepsilon} \cdot \frac{1}{M_1 + M_2 + 1}}{P + M_1 + M_2 + \varepsilon} +$$

$$-\frac{M_2 - a_{M_2R} \frac{R}{R+1} \cdot \frac{R}{M_2 + \varepsilon} \cdot \frac{1}{P + M_1 + 1}}{P + M_1 + M_2 + \varepsilon}.$$

A formulákban szereplő a_{XY} együtthatók a táplálékhálózat X elemétől az Y eleme felé mutató nyilak súlyai, $\varepsilon > 0$ pedig egy kicsiny szám, mely a zérussal való osztás numerikus hibáját küszöböli ki. Nyilvánvaló, hogy $X_F > -1$. Az egyenleteket úgy kell érteni, hogy a bal oldalon szereplő aktuális X_F tényező a t -edik időpillanatban a jobboldali képlettel számítható ki a táplálékhálózat elemeinek $(t-1)$ -edik időpontbeli biomassaértékeinek ismeretében.

A szorzótényezők magyarázatához ld. az előző alfejezet (i)-(iv) pontjait.

Az F_X előállításának következő lépése, hogy bevezetjük az

$$f : x \mapsto f(x) = \left(\frac{2}{2+x} \right)^\nu \quad (x > -1)$$

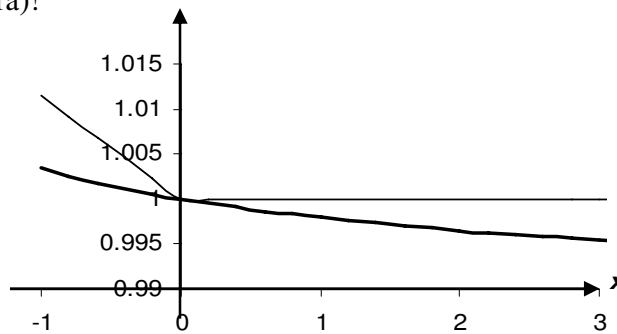
hiperbola-típusú segédfüggvényt, mely (ha x helyébe valamely X_F -et írunk,) rendelkezik a fenti (ii)-(vi) tulajdonságokkal, ámde határértékben, korlátlan táplálékellátottság esetén soha nem éri el $\mathcal{K}_X$ -et, az alatt marad.

(A $\nu > 0$ sebességi kitevőt alkalmasan úgy választjuk, hogy $\nu < \ln K / \ln 2$, később $\nu < \ln \mathcal{K}_X / \ln 2$ teljesüljön.)

Most tekintsük a

$$g : x \mapsto g(x) = \max \left\{ \left(1 - \frac{K}{2^\nu} \right) x + 1, 1 \right\}$$

lineáris, folytonos, $x < 0$ esetén szigorúan monoton fogyó, $x \geq 0$ esetén konstans 1 értékű segédfüggvényt (7. Ábra)!



7. Ábra. Az f (vastag vonal) és g (vékony vonal) segédfüggvények görbéi. A modellt leíró differenciaegyenlet általános alakjában szereplő F_X ún. táplálékmennyiségtől függő tényezőt az f és g függvények szorzataként állítjuk elő.

Ellenőrizzük most, hogy az

$$F_X : X_F \mapsto F_X(X_F) = g(X_F) \cdot f(X_F)$$

függvény teljesíti-e a fenti (i)-(vi) tulajdonságok mindegyikét!

(i) $-1 < X_F < 0$ esetén, vagyis ha a rendelkezésre álló táplálékmennyiség bőséges, akkor

$$F_X : X_F \mapsto F_X(X_F) = \left\{ \left(1 - \frac{K}{2^v} \right) X_F + 1 \right\} \cdot \left(\frac{2}{2 + X_F} \right)^v,$$

$X_F \rightarrow -1$ estén $F_X \rightarrow K$, tehát K helyébe tetszőleges K_X -et írva (i) teljesül.

(ii) Az F_X függvény monoton fogyó, ezért (ii) teljesül.

(iii) $X_F \geq 0$ esetén, azaz ha szűkös, vagy éppen elegendő a táplálékforrás:

$$F_X : X_F \mapsto F_X(X_F) = \left(\frac{2}{2 + X_F} \right)^v,$$

tehát $X_F = 0$ esetén (a táplálékmennyiség éppen elegendő) $F_X = 1$, ezért (iii) teljesül.

(iv) $X_F \rightarrow +\infty$ esetén (az egyedek éheznek) $F_X \rightarrow 0$, tehát az egyedek elpusztulnak, (iv) teljesül. (Ez akkor fordul elő, ha polifág esetén $a_{XY} \frac{Y}{X} \rightarrow \infty$, monofág esetén pedig $a_{XY} Y \rightarrow \infty$.)

(v) Az (v) tulajdonságot X_F konstrukciója biztosítja. A táplálék biomasszacsökkenését a táplálkozó egyed populációja a vele versengésben álló populációval közösen okozza (additív tagok a számlálóban).

(vi) A (vi) tulajdonságot szintén az X_F konstrukciója biztosítja. A számlálóban szereplő

$$\frac{1}{G_1 + 1}, \frac{1}{N + 1}, \frac{1}{P + M_2 + 1}, \frac{1}{M_1 + M_2 + 1}, \text{ illetve } \frac{1}{P + M_1 + 1}$$

szorzótényezők a táplálékpulációk fékező hatását fejezik ki.

4. A modell értékelése

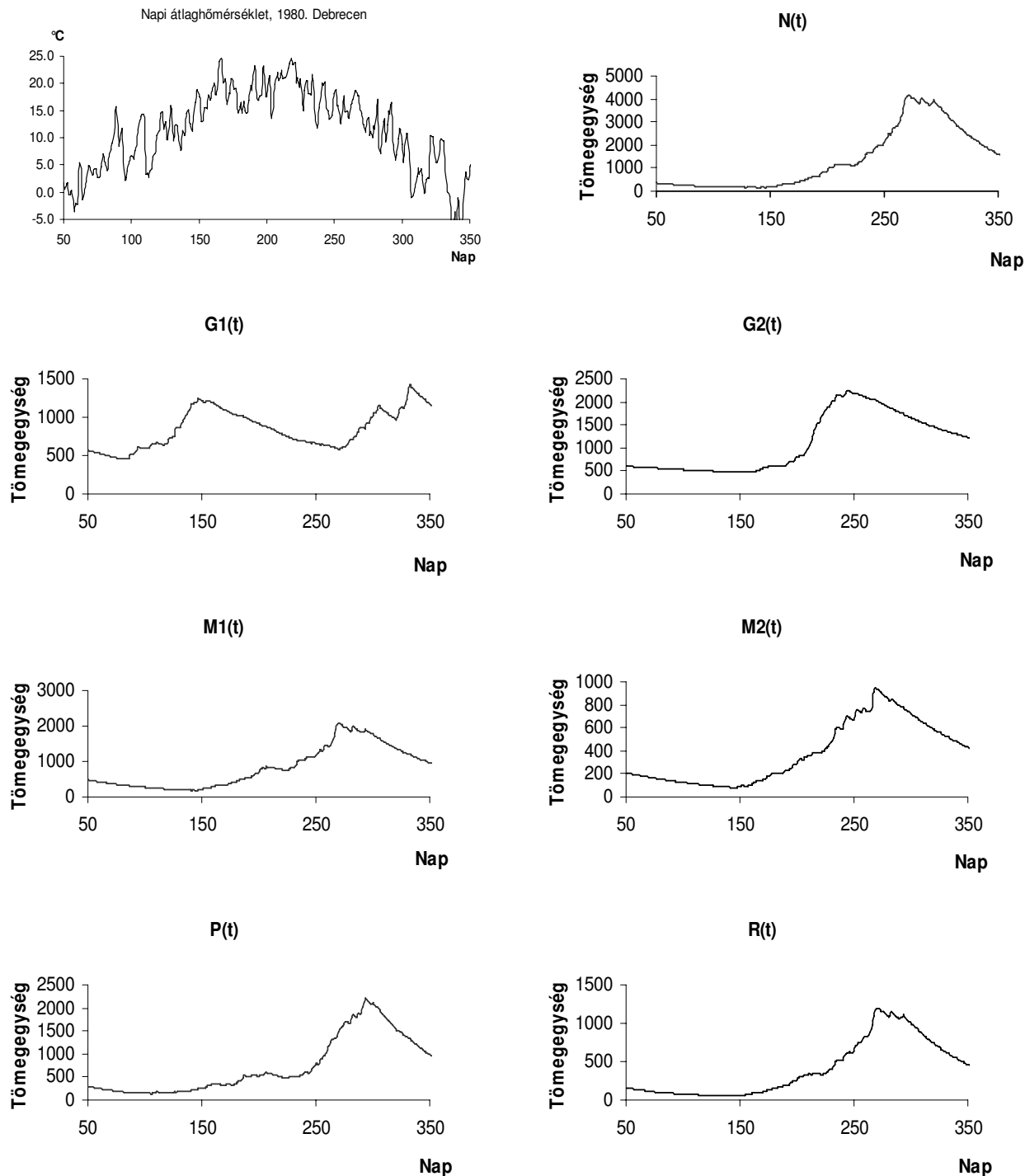
Az analitikus modell bemutatása során annak a biológiai törvényszerűségekhez való matematikailag korrekt illeszkedését a fentiekben már beláttuk. Az elméleti modellünk paramétereit a munka e fázisában még tapasztalati adatok nélkül, fiktív módon határoztuk meg. Validálásról természetesen így nem beszélhetünk, ennek elsősorban a megfelelő adatbázis sajnálatos hiánya vetett gátat (Ladányi and Erdélyi, 2002).

Vizsgáltuk azonban a modellnek a hőmérsékletre, mint bemenő adatra, és a paraméterek változtatására való érzékenységet. Azt találtuk, hogy a modell rendkívül aktívan válaszol a hőmérsékleti érzékenység egyes paramétereinek változtatására (függetlenül attól, hogy milyen típusú aktivitási tényezőt alkalmaztunk), a maximális szaporodási ráta változó értékeire, továbbá a kapcsolatokat reprezentáló paraméterek apró eltéréseire egyaránt. Teszteltük a korlátozott forrás esetén megjelenő hatásokat is. Ezekre a hatásokra, csakúgy, mint a bemenő hőmérsékleti adatokra, a modell kevésbé érzékeny. Ez alatt azt értjük, hogy az eredményeken a vizsgált hatások jól érzékelhetők, ámde az egyensúly időleges megbillenése után új egyensúlyi helyzet kialakulását figyelhettük meg. Ugyanezt tapasztaltuk egyes fajok eltűntetése esetén (kihalás) is. A populációk biomasszájának kezdeti értékeitől a modell működésének típusa függ ugyan, de szélsőséges bemenő adatoktól eltekintve a rendszer minden esetben megtalálta egyensúlyi helyzetét.

Ezeknek a vizsgálatoknak a finomítása és kimerítő elemzése még folyamatban van. Különösen fontosnak tartjuk egy olyan rendszer behatóbb vizsgálatát, melynek paramétereit tapasztalati adatok alapján kalibráltuk. A kérdést az teszi igazán érdekessé és fontossá, hogy ez a vizsgálat a modell alkalmazhatóságának területeit pontosabban körvonalazza.

5. Egy esettanulmány

A modell szimulációs eredményeinek ismertetése az 1980-ban Debrecenben mért napi középhőmérsékleti adatok alapján (Ladányi et al., 2003c)



8. Ábra. A táplálékhálózat egyes populációinak biomasszadinamikája. Szimulált adatok az 1980-ban Debrecenben mért napi középhőmérsékletek alapján. A kultúrnövényt N , a gyomokat G_1 és G_2 , a monofág és polifág kártevőket M_1 , M_2 és P , a ragadozót pedig R jelöli.

A vázolt modell egy alkalmazását az 1980-ban Debrecenben mért napi középhőmérsékleti értékekből és a táplálékhálózat egy fiktív, de arányaiban egymásnak megfelelő K_0 , N_0 , G_{1_0} , G_{2_0} , M_{1_0} , M_{2_0} , P_0 , illetve R_0 kiinduló értékekkel állítottuk elő. (A fiktív táplálékhálózat alkalmazásának egyszerű oka volt: nem állt rendelkezésünkre megfelelő tapasztalati adat, mely egy egész táplálékhálózat felméréséből származott volna. Ilyet nagy sajnálatunkra Magyarországon ma még nem ismerünk elérhető formában.) Mint azt a 4. Ábrán már megfigyelhettük, az aktivitási tényezők paramétereit úgy határoztuk meg, hogy szemléltesse a különböző populációk eltérő hőmérsékleti érzékenységet: más-más szélességű és középpontú „közelítőleg optimális” hőmérséklettartományt jelöltünk ki az egyes hálózati elemek számára. Hasonlóan a hálózatbeli élőlények eltérő biológiai jellemzőit hangsúlyozzák a különféle a_{xy} együtthatók (a hálózati nyilak súlyai) és a különböző K_x maximális szaporodási ráták.

Az 5. Ábrán az aktivitási függvény értékeit az egyes populációkra az 1980-as esztendő napi középhőmérsékleti adatainak függvényében ábrázoltuk. Látható, hogy tavasszal eltérő időpontokban és intenzitással alakult ki a biomasszanövekedést elősegítő hatás ($R_x > 0$), s az is, hogy abban az évben a 220. nap táján (augusztus elején) jelentkező kimondottan magas napi középhőmérséklet (csapadékmentes kánikula) a biomasszanövekedést egyedre jellemző mértékben, de többé-kevésbé mindegyik populációnál jól érzékelhetően gátolta.

Vizsgáljuk meg most a 8. Ábrát, és vessük össze az egyedre jellemző aktivitási tényezővel, illetve az 1980-as debreceni középhőmérsékleti adatokkal! A 8. Ábra első két grafikonja az 1980-ban, Debrecenben mért középhőmérsékleti értékeket, illetve az N kultúrnövény biomasszatömegének (az ábrázolt a hőmérsékleti adatok felhasználásával szimulált) alakulását mutatja be. Látható, hogy az év 160. napja táján (június), amikor a napi középhőmérséklet megközelíti az N számára optimális $18\text{ }^\circ\text{C}$ -ot, a biomassa előbb lassú, később egyre gyorsabb ütemű növekedésnek indul, a 220. nap táján egy kis megtorpanás után a 280–300. nap között eléri a (kissé elnyújtott) maximumát, ezután pedig igen gyors csökkenés tapasztalható.

A kultúrnövényétől eltérő görbét mutat a hűvöskedvelő G_1 gyom (8. Ábra, harmadik grafikon) biomassa alakulása. Tavasszal már a 80. nap táján kb. $6\text{ }^\circ\text{C}$ -os középhőmérsékletnél intenzív növekedésnek indul, amit a 160. naptól egy hosszú esés követ. A 270. napot követően (a középhőmérséklet $15\text{ }^\circ\text{C}$ alá csökken), szeptember elejétől azonban újabb növekedésnek indul, és csak november végétől kezd pusztulni. A gyom görbéjén jól nyomon követhető a késő őszi – téli eleji nagyfokú hőmérséklet-ingadozás.

A G_2 gyomunk kifejezetten melegkedvelő (8. Ábra, negyedik grafikon). A kultúrnövényénél valamivel előbb indul növekedésnek, igen nagy sebességgel. A 250. napot követően azonban, amikor a középhőmérséklet $20\text{ }^\circ\text{C}$ alá csökken, ennél ugyan kicsit lassabban, mégis sebesen csökken, majd a csökkenés az év végéig fokozatosan lassul.

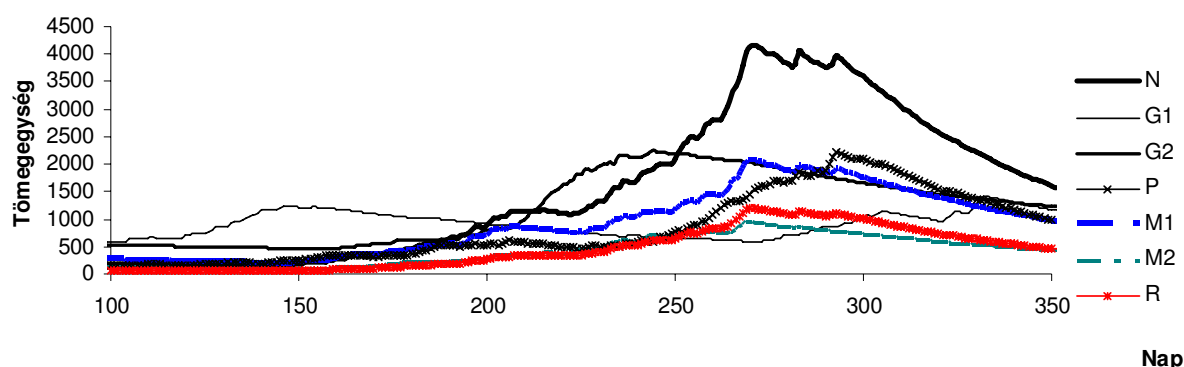
A kultúrnövényt és a korai gyomot pusztító P polifág kártevő (8. Ábra, hetedik grafikon) a korai gyomból keveset fogyaszt, mert a hűvöset nem igen kedveli, de attól lassú növekedésnek indul. A korai gyom biomasszacsökkenése a kártevő görbéjén is mutatkozik a 220. nap környékén. A kultúrnövény biomasszájának hirtelen növekedésével azonban gyarapodása erőteljesen megindul, és csak tápláléka biomasszájának csökkenését követően kezd biomasszája gyors fogyásra.

A kultúrnövényt károsító M_1 monofág populáció aktivitási görbéjének maximumhelye szinte megegyezik táplálékának aktivitási görbéjének maximumhelyével. Így aztán nem meglepő, hogy a 8. Ábra ötödik grafikonján kicsit késleltetve, de majdnem ugyanazt a görbemenetet figyelhetjük meg, mint a kultúrnövényénél, természetesen más értékekkel.

Az M_2 monofág populáció a G_2 melegkedvelő gyommal táplálkozik, (8. Ábra, hatodik grafikon), de az optimális hőmérséklet számára 1–2 °C-kal alatta marad, mint ami táplálékának optimális. Így növekedése lassabban és kicsit késleltetve indul meg táplálékához képest, s ugyanez mondható el biomasszacsökkenéséről.

Az R ragadozó a modellben háromféle táplálék közül is válogathat, (polifág, monofágok), de míg a monofágokkal nagyjából hasonló hőmérséklet jelenti számára az optimálist, addig a polifág ennél 1–2 °C-kal hűvösebbet kedvel (8. Ábra, nyolcadik grafikon). A ragadozó a 150. naptól kiegyensúlyozott tempójú növekedésnek indul, majd a 280–300. nap között eléri a késő őszi – tél eleji nagyfokú hőmérséklet-ingadozás jeleit magán viselő elnyújtott maximumát, és ezután rohamos csökkenés tapasztalható.

A táplálékhálózat biomassa dinamikája



9. Ábra. A táplálékhálózat populációinak biomasszadinamikája. Összehasonlító ábra. Szimulált adatok az 1980-ban Debrecenben mért napi középhőmérsékletek alapján. A kultúrnövényt N , a gyomokat G_1 és G_2 , a monofág és polifág kártevőket M_1 , M_2 és P , a ragadozót pedig R jelöli.

Az egyes populációk fent ismertetett biomasszaváltozás sebességeinek és a görbék lokális szélsőértékhelyeinek különbségeit hasonlíthatjuk össze a 9. (összefoglaló) Ábrán.

A modell ötéves időtartamú szimulációs eredményeinek ismertetése az 1980-84-ben Debrecenben mért napi középhőmérsékleti adatok alapján

A modell ötéves szimulációjának eredményeképpen született a 10. Ábra. A görbék vonulatán jól leolvasható az egyedre jellemző szezonális jellegzetesség.

Az N kultúrnövényünknek a vizsgált öt esztendő közül a 1983-as rendkívül kedvező volt, (ez a tápanyag-paraméterek beállításának is következménye), az 1980-asra pedig a modell igen gyenge termést eredményez (10. Ábra, második grafikon).

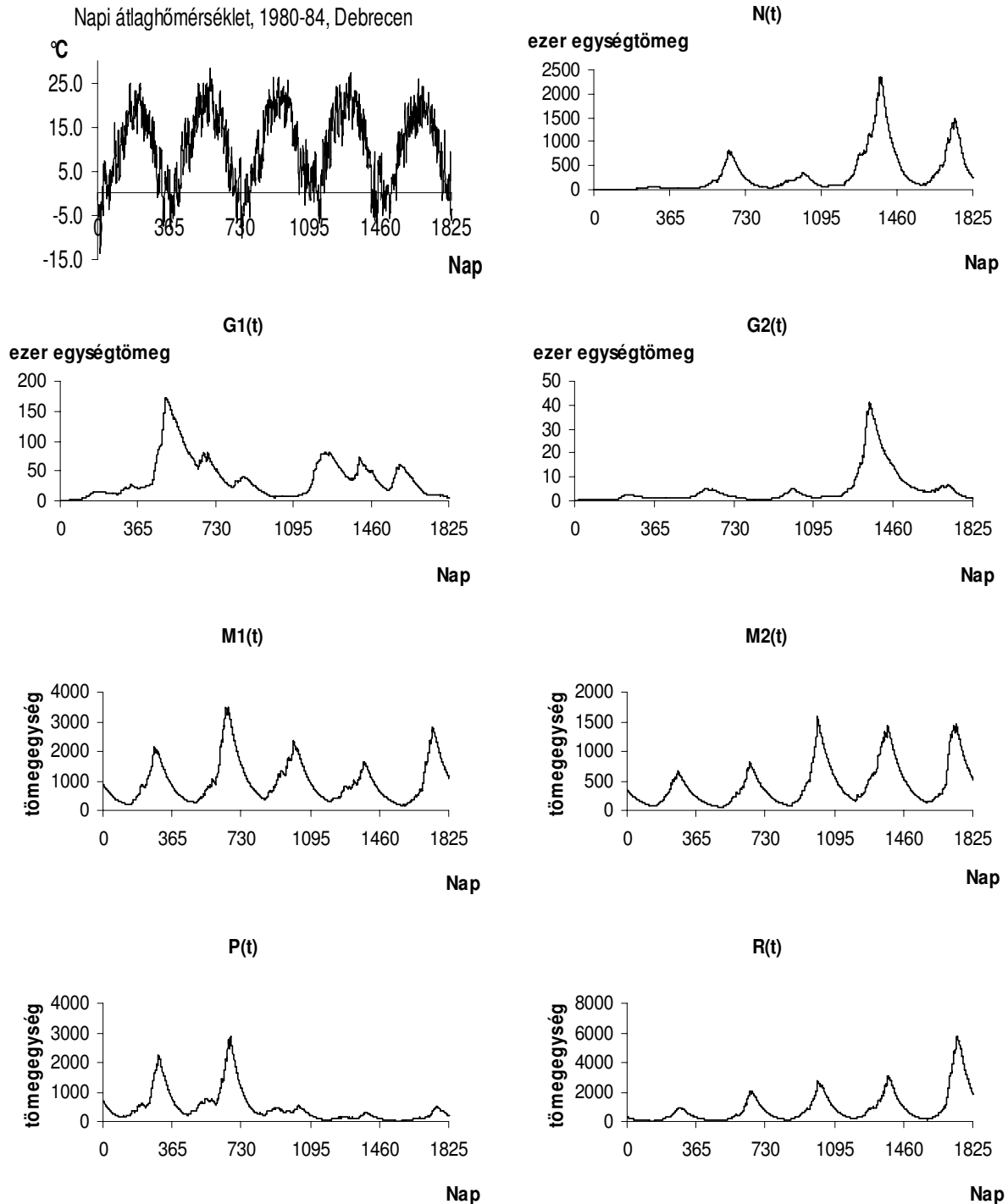
Az 1981-82-es viszonylag meleg ősztél és tél-tavaszi hatása kiugró a G_1 hidegkedvelő gyom görbén (10. Ábra, harmadik grafikon).

A G_2 melegkedvelő gyom ábráján a szezonális jellegzetesség mellett az is megfigyelhető, hogy a különböző évek eltérő feltételeket teremtve eltérő magasságú, meredekségű és konvexitású görbéket implikálhatnak (10. Ábra, negyedik grafikon).

A G_1 gyomhoz hasonlóan a P polifág populáció is a hűvösebbet kedveli, ezért számára is kedvezőbbek voltak az 1980-81-es évek, mint az azokat követő 3 esztendő (10. Ábra, hetedik grafikon).

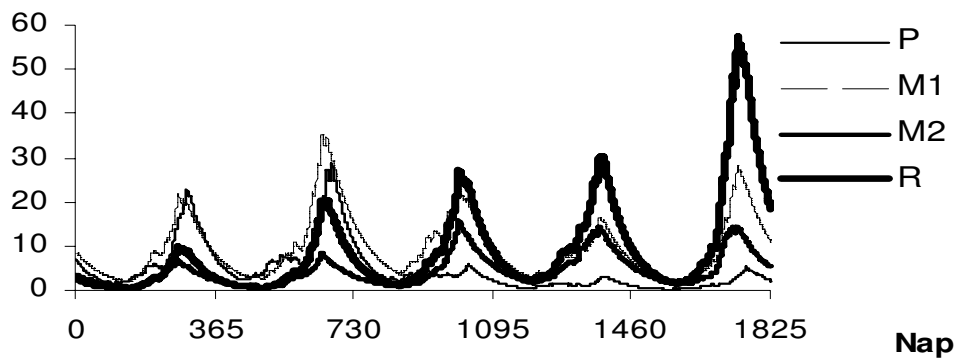
A melegkedvelő M_1 monofág görbén megfigyelhetjük a hűvösebb nyár (1984) és a melegebb nyár (1981) hatását (10. Ábra, ötödik grafikon).

A kevésbé érzékeny gyommal táplálkozó M_2 monofág görbéjének alakja és magassága a táplálékhálózat többi elemeihez viszonyítva stabilabbnak mutatkozik (10. Ábra, hatodik grafikon). Az R ragadozó görbéje a legkevésbé változékony (10. Ábra, nyolcadik grafikon).

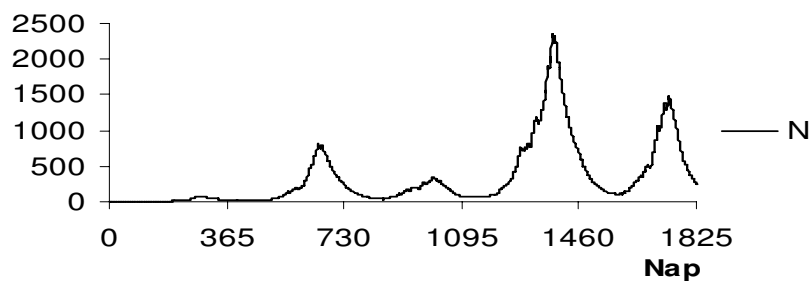


10. Ábra. A táplálékhálózat egyes populációinak ötéves biomasszadinamikája. Szimulált adatok az 1980-84-ben Debrecenben mért napi középhőmérsékletek alapján. A kultúrnövényt N , a gyomokat G_1 és G_2 , a monofág és polifág kártevőket M_1 , M_2 és P , a ragadozót pedig R jelöli.

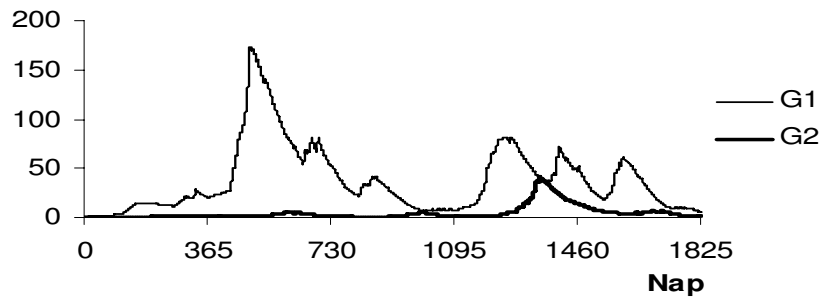
száz egységtömeg



ezer egységtömeg



ezer egységtömeg



11. Ábra. A táplálékhálózat populációinak ötéves biomassadinamikája. Összehasonlító ábra. Szimulált adatok az 1980-84-ben Debrecenben mért napi középhőmérsékletek alapján. A kultúrnövényt N , a gyomokat G_1 és G_2 , a monofág és polifág kártevőket M_1 , M_2 és P , a ragadozót pedig R jelöli.

B. A fenológiai modell

1. Bevezetés

Az előző fejezetben bevezetett modell egy egyszerű táplálékhálózat egyes populációinak biomasszadinamikáját írja le. Természetszerűen vetődik fel a kérdés, hogy vajon a pusztán mennyiségi változások ábrázolásán kívül egy ökológiai rendszer biotikus és abiotikus kapcsolatban álló populációinak szezonális minőségi változásainak dinamikáját, fenológiai menetét is tudjuk-e modellezni. A továbbiakban ezt a feladatot oldjuk meg.

Az általunk kidolgozott modell egy egyszerű ökológiai rendszer egyes populációinak napi biomasszatömegéből kiindulva a populáció biológiai tulajdonságainak ismeretében meghatározza a populáció egyedeinek fejlődésmenetét, az egyes fenofázisok megjelenési és eltűnési idejét, az egyes fázisokban az aktuális egyedtümeget és az egyedszámot (Ladányi, 2003b, Ladányi and Hufnagel, 2003a).

2. Az R_t aktivitási tényező és a $\sum_{t \geq t_s} R_t^{Ph}$ kumulált aktivitás

A IV/A fejezet 2. pontjában (60. old.) bevezettük az R_X aktivitási tényező fogalmát, és példát adtunk három típusára (konstans-típusú, lineáris-típusú és exponenciális-típusú). Az R_X aktivitási tényező a t időn keresztül a T napi középhőmérséklettől függő érték, és azt fejezi ki, hogy egy populáció egyedei számára bizonyos középhőmérsékleti értékek milyen (pozitív vagy negatív) hatással vannak. Ha azonban a populáció mennyiségi (biomasszatömeg) változásán kívül figyelembe szeretnénk venni annak minőségi (fenológiai) változásait is, akkor észre kell vennünk, hogy ugyanaz a középhőmérséklet ugyanannak a populációnak más-más fenofázisában eltérő hatású lehet. E finomabb hatás ábrázolása céljából a hőösszegszámítás igen elterjedt módszerének ötletét általánosítva vezetjük most be az X populációra az ún. *kumulált aktivitás* fogalmát. (A továbbiakban ezért az R_X jelölés helyett az R_t jelölést fogjuk használni.)

Jelölje t_s és t_w egy populációra vonatkoztatott ún. „első tavaszi”, illetve „első téli” napot. Ezek szakértők által meghatározott időpontok lesznek, és a naptári év azon napját jelölik meg, amiktől kezdve a tavaszi aktivitás kumulálása elkezdődhet, illetve a telelőre vonulás biztosan befejeződött. Az első tavaszi napot megelőző napokra a téli időjárás függvényében egy egyszerű téli mortalitási függvényt fogunk használni a biomasszaváltozás pontosítására, fenológiai változással pedig a téli első és a tavaszi első napok között nem számolunk. Azt mondjuk tehát, hogy a populáció vegetációs periódusa az „első tavaszi” és az „első téli” nap közé esik (ezzel nem állítva, hogy az egész intervallumot ki is tölti ez a szakasz).

A $\sum_{t \geq t_s} R_t^{Ph}$ kumulált aktivitás a t időtől és a Ph éppen aktuális fenológiai fázistól függ, mértékegysége $^{\circ}C$. Mi példaként egy olyan kétgenerációs populációt választottunk, melynek imágó fázisát öt lárva fázis előzi meg. (Természetesen a modell tetszőleges számú generációval és generációnként tetszőleges számú fenofázissal rendelkező populációra működik, speciális választásunkat a modell bemutatásának egyszerűsítése, és a későbbiekben a rendelkezésünkre álló ilyen típusú tapasztalati adatok könnyebb alkalmazása érdekében tettük.)

Jelölje tehát Ph az i -edik generáció j -edik L_{ij} lárva fázisának valamelyikét, (esetünkben rögzítsük, hogy $(i = 1, 2, j = 1, 2, 3, 4, 5)$), vagy az i -edik generáció I_i imágó fázisát $(i = 1, 2, 3)$!

A $\sum_{t \geq t_s} R_t^{Ph}$ kumulált aktivitás értékeit egy SW_t^{Ph} karakterisztikus függvény segítségével határozzuk meg, mely adott t időpontra Ph fennállása esetén 1, ellenkező esetben zérus értéket vesz fel.

$$SW_t^{Ph} = \begin{cases} 0 & , \text{ha } Ph \text{ igaz} \\ 1 & , \text{ha } Ph \text{ hamis} \end{cases}$$

Ezt úgy értjük, hogy ha abban a t időpontban a populációban van Ph fázisú egyed, akkor a karakterisztikus függvény értéke 1. Ehhez azonban előzőleg feltesszük, hogy a populáció fenofázisai

diszkrét módon követik egymást, azaz az egyik fenofázisból a másikba való áttérés a teljes populációra egy időpillanat alatt történik, a teljes populáció mindig egyetlen fenofázist képvisel. (Ez persze nem igaz, a feltételt a későbbiekben el is hagyjuk, most azonban a konstrukcióhoz átmenetileg szükségünk van rá.) A karakterisztikus függvény pontos formuláját később adjuk meg.

Legyen t a naptári év egy napja! Ekkor a $cum R_t^{Ph}$ kumulált aktivitást az alábbi módon definiáljuk:

$$cum R_t^{Ph} = \begin{cases} 0 & \text{ha } t < t_s \\ \sum_{i=t_s}^t R_i \cdot SW_i^{Ph} & \text{ha } t \geq t_s \end{cases}$$

$cum R_t^{Ph}$ értéke tehát a naptári naptól és az aktuális fenofázistól függő, populációra jellemző mennyiség, melyet az R_t aktivitási tényező értékeinek speciális összegezésével kapunk. A kumulált aktivitás az első tavaszi napot megelőzően minden t -re zérus. Ezt követően $cum R_t^{Ph}$ értéke akkor kezd el növekedni, ha az SW_t^{Ph} karakterisztikus függvény értéke 1, azaz minden fenofázisban külön kumuláljuk az aktivitási tényező értékeit. Ha a fenofázis karakterisztikus függvénye ismét zérus lesz (a populáció a következő fázisba lépett), akkor $cum R_t^{Ph}$ értéke nem növekszik tovább.

Most határozzuk meg azt az információt, melynek hatására a karakterisztikus függvény egyik fázisból a másikba „átkapcsolja” a rendszert! Többféle lehetőség közül mi azt írtuk fel, hogy legyen ez a „ Ph fenofázisra jellemző minimális aktivitásösszeg”, T_m^{Ph} .

A karakterisztikus függvény pontos formulája tehát:

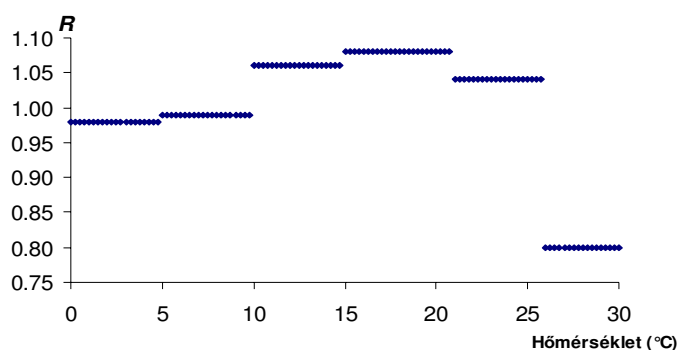
$$SW_t^{Ph} = \begin{cases} 0 & \text{ha } t = 0 \text{ és } Ph > I_1 \\ \prod_{\substack{Ph > I_1 \\ Ph > Ph}} (1 - SW_t^{Ph}) & \text{ha } Ph = I_1 \\ \min \left[\max \left\{ \left(cum R_t^{Ph-1} - T_m^{Ph-1} \right), 0 \right\}, 1 \right] \prod_{\substack{Ph > Ph \\ Ph > Ph}} (1 - SW_t^{Ph}) & \text{ha } t > 0 \text{ és } Ph > I_1 \end{cases}$$

A képletben szereplő $Ph > Ph$ reláció azt fejezi ki, hogy „ Ph fázisnál későbbi fázisokra”. Abból indulunk ki, hogy a $t = 0$ kezdeti időpontban kizárólag első (áttelelt) nemzedékes imágó létezik, minden egyéb Ph fázisra SW_t^{Ph} értéke zérus. Ha $cum R_t^{Ph-1}$ ($Ph > I_1$) értéke elhagyja a T_m^{Ph-1} értéket, ($cum R_t^{Ph-1} > T_m^{Ph-1}$), akkor a Ph fázishoz tartozó SW_t^{Ph} „bekapcsol”, és ezzel egyidőben az előző ($Ph - 1$) fázishoz tartozó SW_t^{Ph-1} „kikapcsol”.

Az 1. Táblázatban egy konstans típusú aktivitási tényező értékeit foglaltuk össze, az 12. Ábrán pedig ugyanennek a függvénynek a gráfját ábrázoltuk. Az értékeket négy csipkéspoloska-populáció (*Corythuca ciliata*) 1989., 1998. és 1999. évi adatainak felhasználásával határoztuk meg optimalizálással, az MS Excel® Solver segítségével. A legegyszerűbb típusú aktivitási tényező választását a nagyon kis mennyiségű adat indokolta.

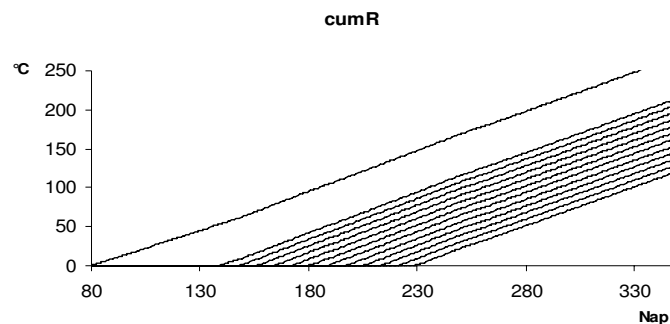
	Feltételek	R_t
Az első tavaszi napot megelőzően	$t < t_s$	0.90
A harmadik imágó fázisban	$22 < cum R_{t-1}^{I_3} < 33$	0.90
	$cum R_{t-1}^{I_3} > 33$	1
Különben	$T < 5$	0.98
	$5 \leq T < 10$	0.99
	$10 \leq T < 15$	1.06
	$15 \leq T < 21$	1.08
	$21 \leq T < 26$	1.04
	$26 \leq T$	0.80

1. Táblázat. A konstans típusú R_t aktivitási tényező értékei a t időpontban mért T napi középhőmérséklettől függően. Az R_t aktivitási tényező a napi középhőmérsékletnek a populációra való pozitív vagy negatív hatását fejezi ki. A függvény paramétereit négy csipkéspoloska-populáció (*Corythuca ciliata*) 1989., 1998. és 1999. évi adatainak felhasználásával határoztuk meg optimalizálással, a Microsoft Excel Solver segítségével.



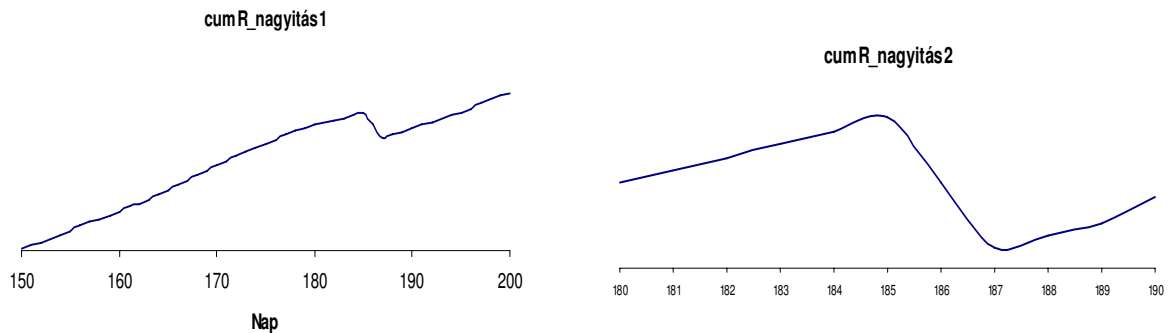
12. Ábra. A konstans típusú R_t aktivitási tényező gráfja a t időpontban mért T napi középhőmérséklettől függően. Az R_t aktivitási tényező a napi középhőmérsékletnek a populációra való pozitív vagy negatív hatását fejezi ki. A függvény paramétereit négy csipkéspoloska-populáció (*Corythuca ciliata*) 1989., 1998. és 1999. évi adatainak felhasználásával határoztuk meg optimalizálással, az MS Excel® Solver segítségével.

A 13. Ábrán az 1. Táblázatban meghatározott aktivitási tényezőből számított kumulált aktivitásfüggvények gráfjait ábrázoltuk az 1999-ben Budapesten mért középhőmérsékleti adatok alapján. Bár a függvénygráfok közel egyenes képet mutatnak, azok valójában több helyen megtörnek (14. Ábra). Ezek a törések okozzák a fenofázisoknak a középhőmérsékletek különbözősége miatt fellépő különböző kezdeti és végpontját a különböző években. Tény, hogy nagy elcsúszást nem eredményeznek a függvények törései, ámde ezek mértéke éppen a megfigyelt időpont-eltolódásoknak felelnek meg.

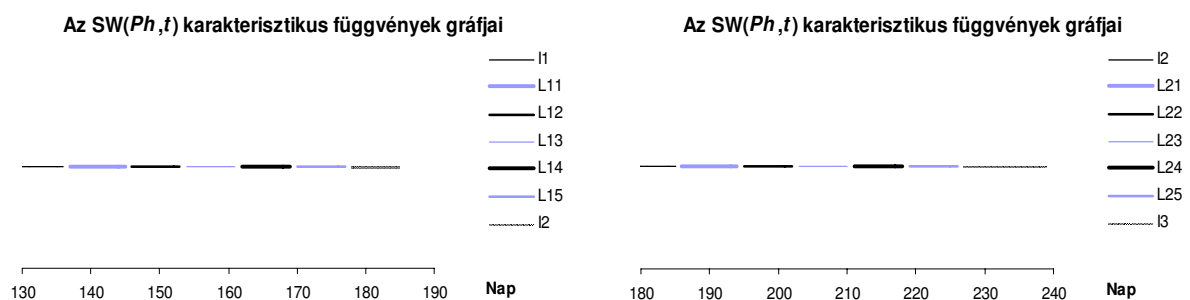


13. Ábra. A $\text{cum} R_t^{Ph}$ $t \geq t_{s,M}$ kumulált aktivitás értékei a $Ph = I_1, L_{11}, L_{12}, L_{13}, L_{14}, L_{15}$, és I_2 imágó és lárvá fenofázisokra. A

$\text{cum} R_t^{Ph}$ kumulált aktivitás az aktivitási tényező értékeit összegezi, és kifejezi a különféle fenofázisok különböző hőmérsékleti érzékenységét. A függvény paramétereit négy csipkésposloska-populáció (*Corythuca ciliata*) 1989., 1998. és 1999. évi adatainak felhasználásával határoztuk meg optimalizálással, az MS Excel® Solver segítségével.



14. Ábra. A $\text{cum} R_t^{Ph}$ $t \geq t_{s,M}$ kumulált aktivitás értékei egy kis szakaszon felnagyítva. Az egyenesnek tűnő gráfok valójában töröttvonalak.



15. Ábra. Az SW_t^{Ph} karakterisztikus függvények gráfjai a $Ph = I_1, L_{11}, L_{12}, L_{13}, L_{14}, L_{15}$, és I_2 (bal oldali grafikon) és a $Ph = I_2, L_{21}, L_{22}, L_{23}, L_{24}, L_{25}$, és I_3 fenofázisokra (jobb oldali grafikon).

A 15. Ábrán az SW_t^{Ph} karakterisztikus függvények gráfjait mutatjuk meg a két nemzedék egyes fenofázisaira.

3. Az SSW_t^{Ph} simított karakterisztikus függvény

Az előző szakaszban feltettük, hogy a vizsgált populáció minden egyes egyede egy adott időpontban ugyanabban a fenológiai fázisban van, és hogy a fenológiai váltás egyetlen pillanatban, az egész populációra egyszerre történik. Ez a feltétel azonban nyilván torzítja a modellt. Valójában a populációban a fenofázisváltás hosszú folyamatként megy végbe, és egyszerre több fenológiai fázisú egyed képviselteti magát. Ebben a pontban tehát elhagyjuk a korábbi korlátozó feltételt, és az SSW_t^{Ph} karakterisztikus függvény mellett bevezetjük az SSW_t^{Ph} , ún. simított karakterisztikus függvény fogalmát.

Abból indulunk ki, hogy minden fenofázishoz adható egy feltétel, melynek teljesülésekor a fázisváltás megindul, és egy másik feltétel, melynek teljesülése esetén a fázisváltás teljes mértékben megtörtént (illetve az át nem alakult egyedeket a fázisváltás mortalitási rátájához számítjuk). Feltételezzük továbbá, hogy a két időpont között az átalakulás folyamatos.

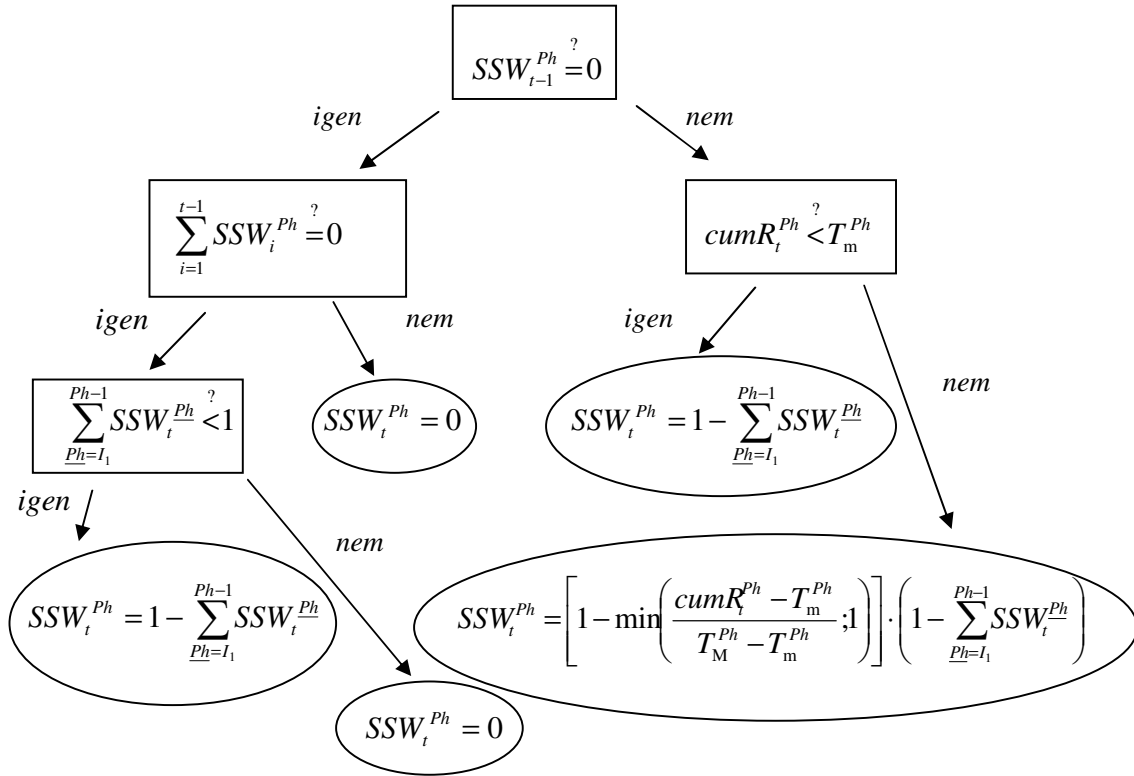
Legyen a $t = 0$ kezdeti pontban $SSW_t^{I_1} = 1$ és $SSW_t^{Ph} = 0$ minden egyéb $Ph > I_1$ fenofázisra. Ez azt jelenti, hogy kezdetben kizárólag áttelelt imágó fenofázisú egyed létezik a populációban. Az előző pontban definiált T_m^{Ph} érték (az ún. „ Ph fenofázisra jellemző minimális aktivitásösszeg”) legyen az a paraméter, amely meghatározza a következő fenofázisba való „első belépés idejét”. A T_m^{Ph} mellett most bevezetjük a T_M^{Ph} paramétert is, ez lesz az ún. „ Ph fenofázisra jellemző maximális aktivitásösszeg”. A be- és kikapcsolás feltétele az lesz, hogy ha $cum R_t^{Ph-1}$ eléri a T_m^{Ph-1} értéket, akkor a $Ph-1$ fázisból megindul az átalakulás a Ph fázisba, illetve ha $cum R_t^{Ph-1}$ eléri a T_M^{Ph-1} értéket, akkor a $Ph-1$ fenofázis teljes mértékben lezárult. A két időpont között, azaz a $Ph-1$ fázisból a Ph fázisba való átalakulás során az SSW_t^{Ph-1} értéke zérus felé tart. Az SSW_t^{Ph} értéke a $cum R_t^{Ph-1} > T_m^{Ph-1}$ feltétel teljesülésétől fogva $Ph-1$ fázisból a Ph fázisba való átalakulás során egy darabig növekszik, eléri a maximumát ($\max SSW_t^{Ph} \leq 1$), majd a $cum R_t^{Ph} > T_M^{Ph}$ feltétel teljesülésekor fokozatosan csökkenni kezd, megindul az átalakulás a Ph fázisból a $Ph+1$ fázisba. SSW_t^{Ph} értéke akkor lesz zérus, ha a $cum R_t^{Ph} > T_M^{Ph}$ feltétel is teljesül, s ezután minden további t időpontban SSW_t^{Ph} zérus is marad.

Az SSW_t^{Ph} simított karakterisztikus függvény tulajdonságai:

- $0 \leq SSW_t^{Ph} \leq 1$
- $SSW_t^{Ph} = 1$ akkor és csak akkor, ha $cum R_t^{Ph-1} > T_M^{Ph-1}$ és $cum R_t^{Ph} < T_m^{Ph}$, azaz ha a $Ph-1$ fázisból a Ph fázisba való átalakulás teljes mértékben befejeződött, de a Ph fázisból a $Ph+1$ fázisba való átalakulás még nem kezdődött el. (A megfigyelések alapján ez nem túl valószínű, inkább három-négy különböző fenofázisú egyed típusok együtt élése a gyakori.)
- Ha egy t időpontban $cum R_t^{Ph} > T_m^{Ph}$ és $cum R_t^{Ph-1} > T_M^{Ph-1}$ egyszerre teljesül, akkor SSW_t^{Ph} soha nem éri el potenciális maximumát ($\max SSW_t^{Ph} < pot \max SSW_t^{Ph} = 1$), mert a Ph fázisból a $Ph+1$ fázisba való átalakulás előbb kezdődik el, minthogy a $Ph-1$ fázisból a Ph fázisba való átalakulás befejeződne. Ez az az eset, amikor kettőnél több (a modell szerint tetszőlegesen sok) különböző fenofázisú egyed található meg egyszerre a populációban.
- Könnyen látható, hogy rögzített t időpontra

$$\sum_{\text{minden } Ph \text{ fázisra}} SSW_t^{Ph} = 1$$

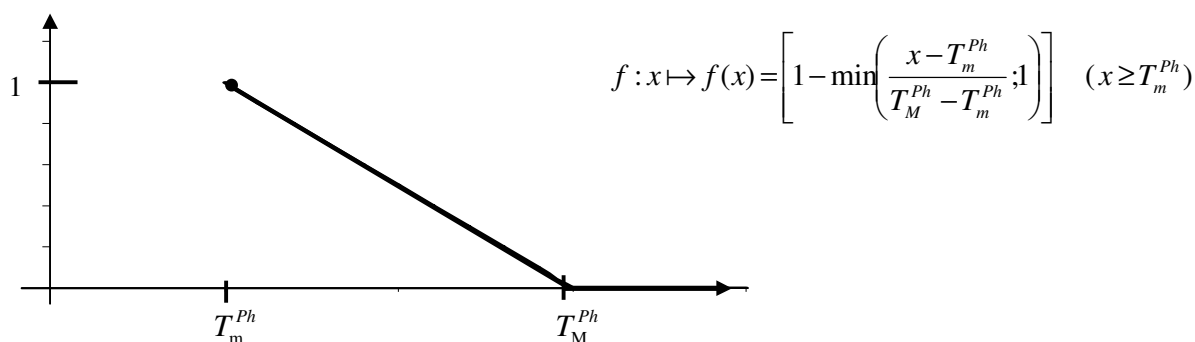
A 16. Ábrán szemléltetjük az SSW_t^{Ph} simított karakterisztikus függvény kiszámításának algoritmusát. A 2. Táblázatban az általunk vizsgált csipkésposloska-populáció Ph fenofázisaira jellemző minimális és maximális aktivitásösszeg paramétereket foglaltuk össze. Az értékeket négy populáció 1989., 1998. és 1999. évi adatainak felhasználásával határoztuk meg optimalizálással, az *MS Excel® Solver* segítségével.



16. Ábra. Az SSW_t^{Ph} simított karakterisztikus függvény meghatározásának algoritmusára segítő folyamatábrával. SSW_t^{Ph} . Mivel a Ph fenofázisból a $Ph + 1$ fenofázisba való átalakulás folyamatos, ezért szükséges az SW_t^{Ph} karakterisztikus függvényt simítanunk. Az SW_t^{Ph} karakterisztikus függvény az egyes fenofázisokat kapcsolja be és ki, az SSW_t^{Ph} simított karakterisztikus függvény az átmenetet folyamatossá teszi és így lehetővé válik a modellben több különböző fenofázisú egyed együtt élése.

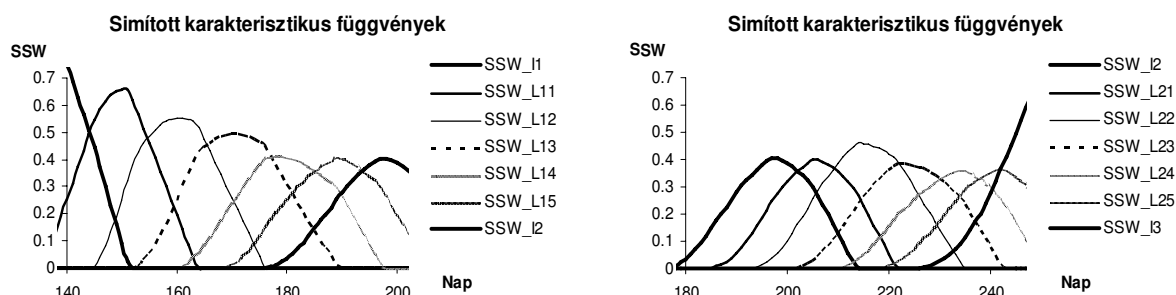
Fenofázis	I_1	L_{11}	L_{12}	L_{13}	L_{14}	L_{15}	I_2	L_{21}	L_{22}	L_{23}	L_{24}	L_{25}
T_m^{Ph}	52	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
T_M^{Ph}	67	27	32	37	37	37	37	37	42	42	42	42

2. Táblázat. A 1989., 1998. és 1999. évi csipkésposloska-populációk Ph fenofázisaira jellemző T_m^{Ph} minimális és T_M^{Ph} maximális aktivitásösszeg paraméterek. Az értékeket az *MS Excel® Solver* segítségével, optimalizálással határoztuk meg. A $Ph - 1$ fázisból a Ph fázisba való átalakulás abban a t időpillanatban kezdődik meg, amikor $cum R_t^{Ph-1} > T_m^{Ph-1}$ először teljesül, és akkor fejeződik be, amikor először fordul elő, hogy $cum R_t^{Ph-1} > T_M^{Ph-1}$.



17. Ábra. Az f segédfüggvény gráfja. A segédfüggvény mint szorzótényező, a Ph fenofázisból a $Ph + 1$ fenofázisba való átmenet folyamatosságát biztosítja az SSW_t^{Ph} simított karakterisztikus függvény konstrukciójában.

Az SSW_t^{Ph} simított karakterisztikus függvény akkor kapcsolódik zérusról pozitív értékre, ha a megelőző fázisok simított karakterisztikus függvényeinek összege kisebb, mint 1 ($\sum_{Ph=I_1}^{Ph-1} SSW_t^{Ph} < 1$). Ez pontosan azt jelenti, hogy az előző fenofázisok nem tartalmazzák a teljes populáció biomasszáját, mert a $Ph - 1$ fázisból a Ph fázisba való átmenet megkezdődött. Erre az információra SSW_t^{Ph} „bekapcsol”, és folyamatosan „átveszi” a $Ph - 1$ fázisból a Ph fázisba átalakuló biomasszáját. Ez addig tart, amíg $cumR_t^{Ph} < T_m^{Ph}$. Ha $cumR_t^{Ph}$ kumulált aktivitás értéke eléri T_m^{Ph} -t, akkor megkezdődik a Ph fázisból a $Ph + 1$ fázisba való átmenet. Az átmenetet a 17. Ábrán látható f segédfüggvény mint szorzótényező teszi folyamatossá.



18. Ábra. Az SSW_t^{Ph} simított karakterisztikus függvények gráfjai a $Ph = I_1, L_{11}, L_{12}, L_{13}, L_{14}, L_{15}$ és I_2 fenofázisokra (bal oldali ábra), illetve a $Ph = I_2, L_{21}, L_{22}, L_{23}, L_{24}, L_{25}$ és I_3 fenofázisokra (jobb oldali ábra), az 1999-ben Budapesten mért napi középhőmérsékleti értékek és az 1989., 1998. és 1999. évi csipkéspoloska-populációk adataiból számolt hőmérsékleti érzékenységi, illetve minimális és maximális aktivitási paraméterek alapján.

A 18. Ábrán az SSW_t^{Ph} simított karakterisztikus függvények gráfjait láthatjuk a $Ph = I_1, L_{11}, L_{12}, L_{13}, L_{14}, L_{15}$ és I_2 (bal oldali grafikon) és a $Ph = I_2, L_{21}, L_{22}, L_{23}, L_{24}, L_{25}$ és I_3 fenofázisokra (jobb oldali grafikon), az 1999-ben Budapesten mért napi középhőmérsékleti értékek és az 1989., 1998. és 1999. évi csipkéspoloska-populációk adataiból számolt hőmérsékleti érzékenységi, illetve minimális és maximális aktivitási paraméterek alapján. Az ábrán jól megfigyelhető, hogy egy időpontban több különböző fenofázisú egyed képviselteti magát a populációban. Leolvasható az egyes fenofázisok első belépési és utolsó kilépési időpontja, valamint a tetőzódések ideje is. Az egy időpont fölött leolvasott különböző fenofázisokhoz tartozó simított karakterisztikus függvények értékei a fenofázisok populációbeli biomasszaarányát fejezik ki.

4. A fenofázisonkénti egyedszám (NoI_t^{Ph})

Ebben a szakaszban meghatározzuk minden t időpillanatban a populáció minden fenofázisának egyedszámát (Ladányi and Hufnagel, 2003b).

Először írjuk fel azokat a tulajdonságokat, amelyek teljesülését elvárjuk az NoI_t^{Ph} egyedszám-számláló függvényüinktől!

1. Szaporodásra nyilvánvalóan csak az imágók képesek (pontosabban I_1 és I_2 , mert I_3 telelőre vonul, és a következő évben ez a nemzedék képviseli az I_1 populációt). A populáció összegyedszáma ezért egyetlen t időpillanatban sem növekedhet, kivéve a $Ph = L_{i1}$ ($i = 1, 2$) fázisba való átmenet során. (A szaporodást ebbe a lépésbe építjük be.)
2. A Ph fázisból a $Ph + 1$ fázisba való átmenet során a Ph fenofázisú egyedek száma fokozatosan zérusig csökken, míg ezzel egyidőben a $Ph + 1$ fenofázisú egyedek száma fokozatosan növekszik.
3. A fenofázisváltások adott arányú mortalitással járnak.
4. Az imágótól eltérő Ph fázison belüli biomasszaváltozás oka kétféle lehet:
 - az egyedek össztömege változik (az egyedek fogyása vagy hízása következtében csökken vagy nő), vagy
 - az egyedek száma csökken (mortalitás és/vagy fázisváltás következtében).

Az első esetben az egyedszám nem változik, a második esetben a Ph fenofázisú egyedek száma csökken, míg a $Ph + 1$ fenofázisú egyedek száma növekszik.

Jelölje $m_0^{I_1}$ az I_1 fenofázisú egyedek induló tömegét!

A $t_0 = 0$ időpontban az I_1 fenofázisú egyedek száma:

$$NoI_0^{I_1} = \frac{X_0}{m_0^{I_1}}.$$

Jelölje m_t^{Ph} a Ph fenofázisú egyedek átlagos tömegét a t időpillanatban:

$$m_t^{Ph} = \frac{X_t}{NoI_t^{Ph}}.$$

Ha $m_{t-1}^{Ph} \neq 0$, akkor a $t > 0$ időpontban a Ph fenofázisú egyedek elemszáma:

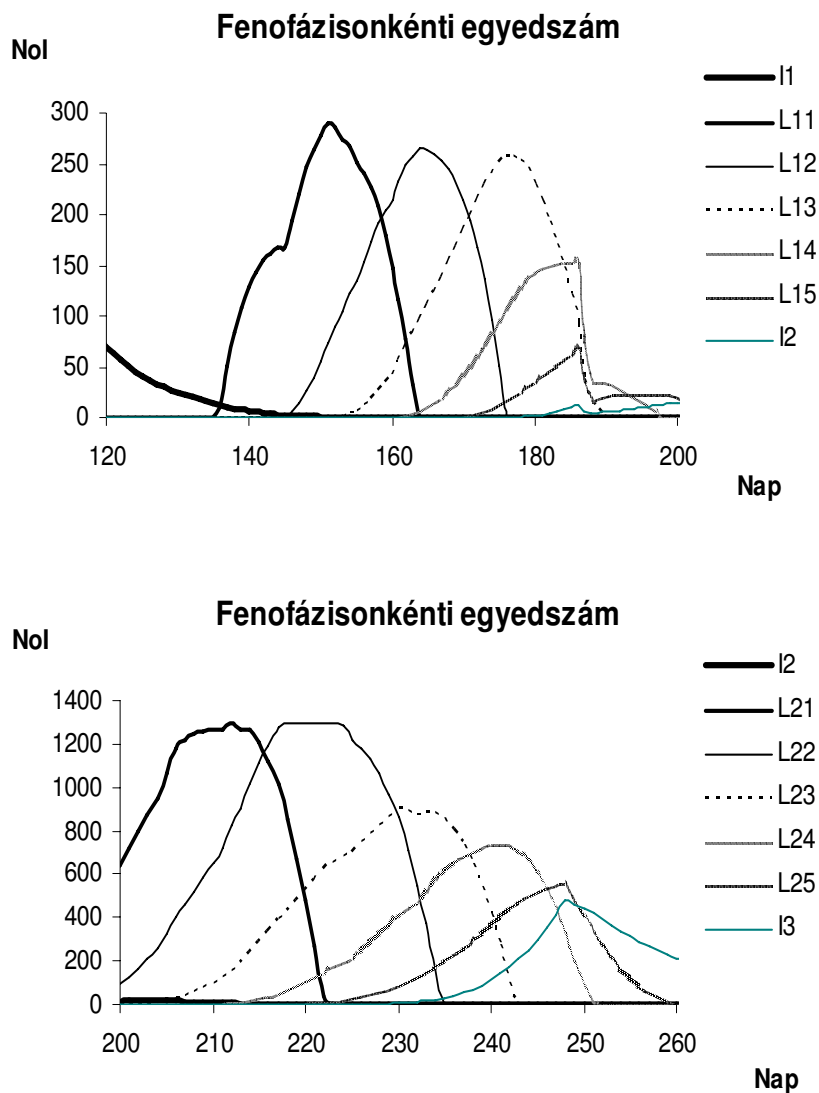
$$NoI_t^{Ph} = \begin{cases} \min\left(\frac{X_t}{m_{t-1}^{Ph}} \cdot SSW_t^{Ph}, k^{Ph} \cdot \max_{t \in \{Ph-1\}} NoI_t^{Ph-1}\right) & ha \quad Ph \neq L_{i1} \quad (i = 1, 2) \\ \frac{X_t}{m_{t-1}^{Ph}} \cdot SSW_t^{Ph} & ha \quad Ph = L_{i1} \quad (i = 1, 2) \end{cases}.$$

A képletben szereplő $t \in \{Ph-1\}$ kifejezés azt jelenti, hogy “minden olyan t -re, amelyre $SSW_t^{Ph-1} > 0$ ”, a k^{Ph} együttható pedig a $Ph-1$ fázisból a Ph fázisba való átmenet során fellépő mortalitási ráta.

Ha $m_{t-1}^{Ph} = 0$, akkor a képlet nevezőjébe a Ph fázisra vonatkozó induló m_0^{Ph} értéket írjuk, és úgy számítjuk ki NoI_t^{Ph} , végül meghatározzuk az

$$m_t^{Ph} = \frac{X_t}{NoI_t^{Ph}}$$

értéket.



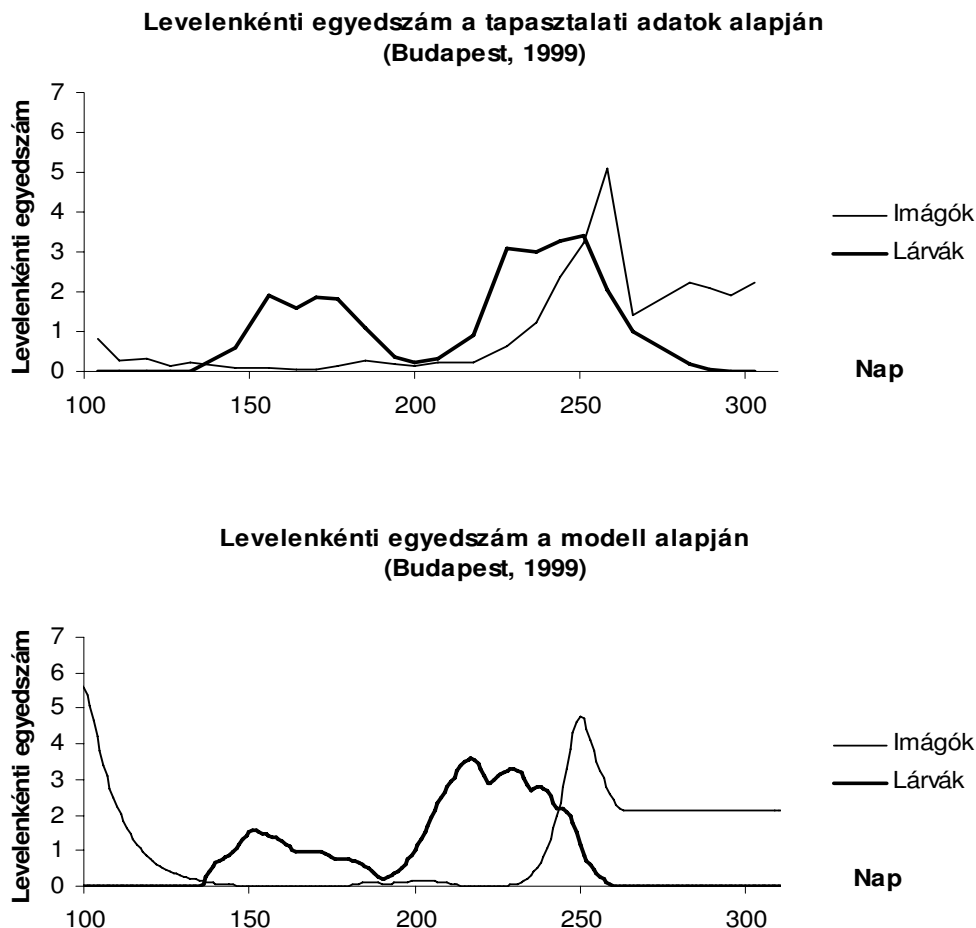
19. Ábra. A fenológiai modell által generált NoI_t^{Ph} fenofázisonkénti egyedszám egy csipkésposloska-populációra az 1999-ben Budapesten mért napi középhőmérsékleti adatok alapján az év 120. és 200. napja között a $Ph = I_1, L_{11}, L_{12}, L_{13}, L_{14}, L_{15}$ és I_2 (felső ábra), illetve az év 200. és 260. napja között a $Ph = L_{21}, L_{22}, L_{23}, L_{24}, L_{25}$ és I_3 fenofázisokra

A fenológiai modell által generált NoI_t^{Ph} fenofázisonkénti egyedszám értékeit láthatjuk a 19. ábrán. A függvény értékeit egy csipkésposloska-populációra az 1999-ben Budapesten mért napi középhőmérsékleti adatok alapján számítottuk ki. A függvények gráfjait az első nemzedék esetében az év 120. és 200. napja között (felső grafikon), a második nemzedék esetében az év 200. és 260. napja között ábrázoltuk (alsó grafikon).

Sajnálatos módon ezeket az eredményeket közvetlenül nem tudjuk tapasztalati adatokkal összevetni. Ilyen adataink csak levelenkénti átlagos egyedszámra vannak, azok esetében is csak az imágókat és a lárvákat különböztették meg az adatok gyűjtői. Ha ezekkel a megfigyelésekkel szeretnénk összevetni a fenti egyedszámfüggvény értékeit, akkor azokat át kell számítanunk átlagos egyedszámmá, s a különböző lárvastádiumokat összegeznünk kell.

A 20. Ábrán összevethetjük az 1999-ben Budapesten az ORFI térségében gyűjtött levelenkénti átlagos egyedszám adatokat a modell által előírt értékekkel az év 100. és 300. napja között. Látható, hogy az

amúgy ennél jóval több, (alig, vagy egyáltalán nem mérhető) információt is magában hordozó modell jól illeszkedik a tapasztalati megfigyelésekre, több szempontból is. Jól nyomon követhető a két nemzedékes görbén, hogy az első nemzedék levelenkénti egyedszáma jóval alacsonyabb a második nemzedékétől, s a tetőzések idejét, nagyságát és hosszát is pompásan közelíti a modell.



20. Ábra. Levelenkénti átlagos egyedszám, tapasztalati adatok alapján (felső ábra) és a modell által előírt értékekkel (alsó ábra) az év 100. és 300. napja között. A tapasztalati megfigyelések 1999-ből az ORFI térségéből származnak (Budapest), a modell az 1999-es budapesti napi középhőmérsékleti adatok alapján számolt.

5. A csipkésposloska várható fenológiai mintázata a klímaváltozási scenáriók tükrében

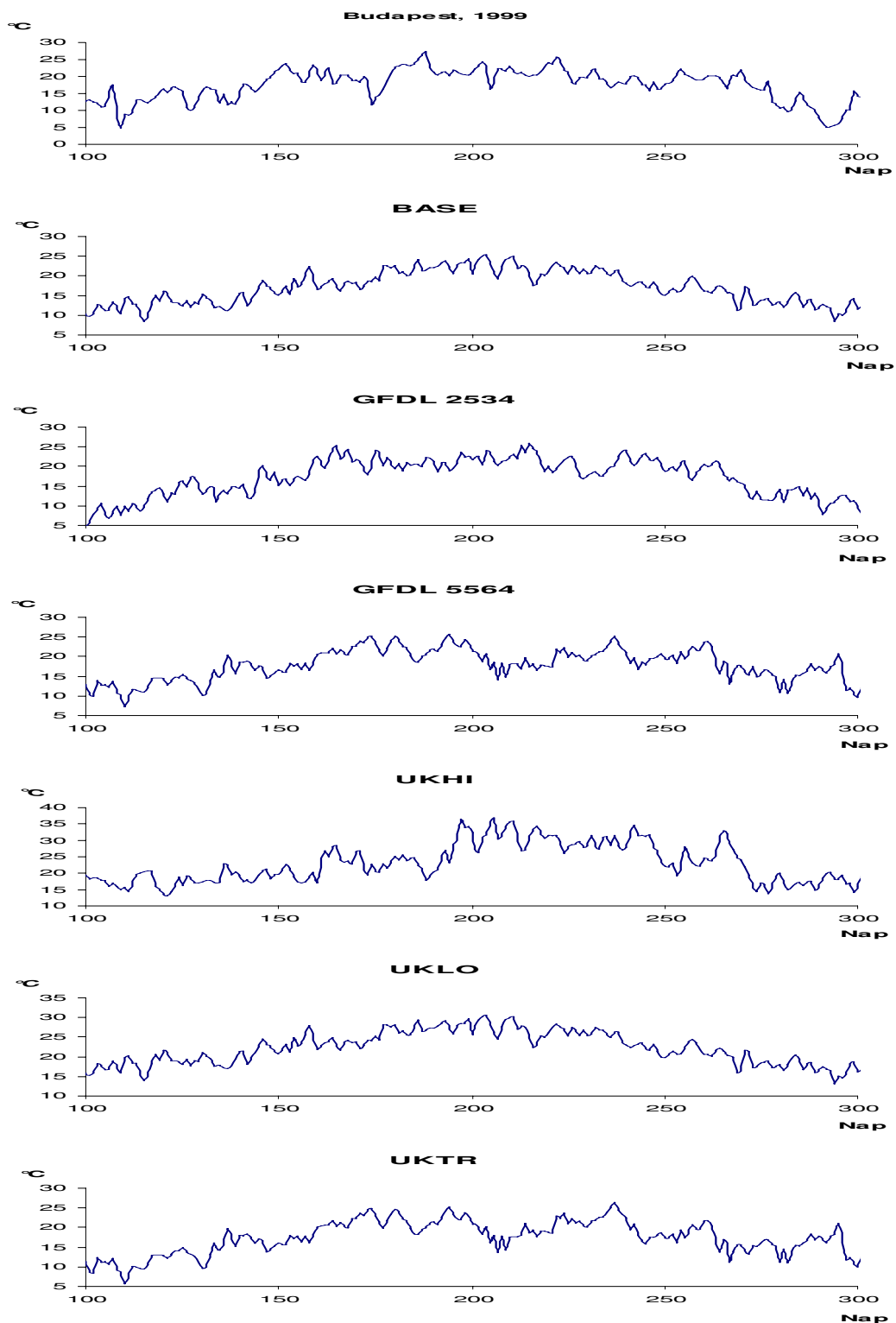
Hat kiválasztott klímaváltozási scenárió (Basic, GFDL2535, GFDL5564, UKHI, UKLO, UKTR) 30 évi napi középhőmérsékleti adata alapján hasonlítottuk össze a scenáriók és a modellünk által együttesen előrejelzett fenológiai mintázatot a csipkésposloska-populációkra vonatkoztatva. A következőkben az összehasonlítás minél szemléletesebb bemutatása érdekében az eredményeket az 1999-es esztendőre, továbbá minden scenárió 15. esztendejére mutatjuk be, mert ezt az évet különösen is jellemzőnek találtuk mind a hat scenárió esetében. Ábrázoljuk a napi középhőmérsékleti adatokat (21. Ábra), az R_t aktivitási tényezők értékeit (22. Ábra), az SSW_t^{Ph} simított karakterisztikus függvények görbéit (23. Ábra), az NoI_t^{Ph} egyedszámfüggvényeket (24. Ábra), végül a levelenkénti átlagos egyedszámot a lárvákra és imágókra összegezve (25. Ábra).

Az R_t aktivitási tényező

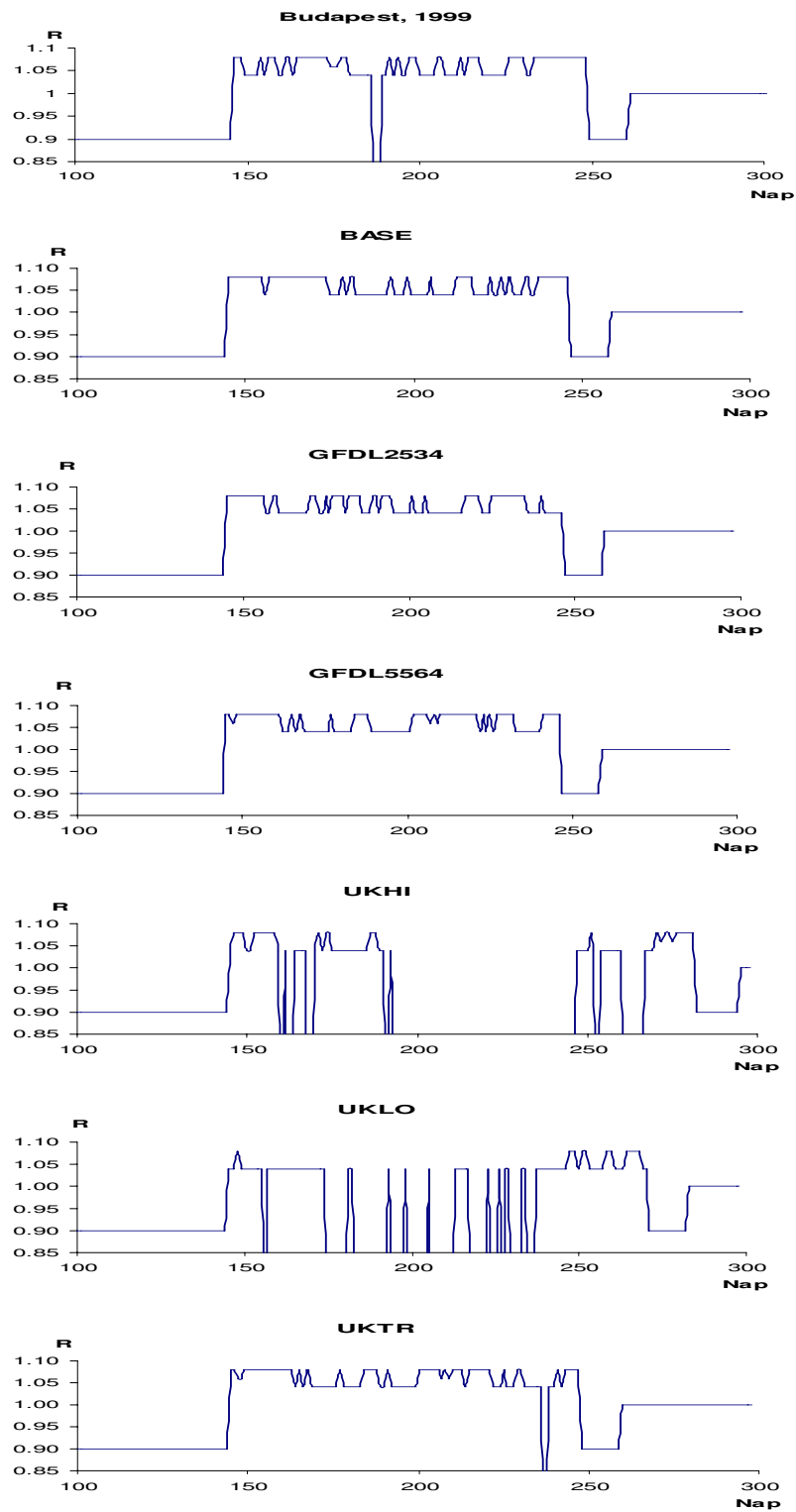
A Base, a GFDL2535 és a GFDL5564 scenáriók alapján számított aktivitási tényezők értékei hasonlóak a Budapesten 1999-ben mért napi középhőmérsékleti adatok alapján számított R_t értékekhez. A scenáriók ráadásul a középső (15.) évben nem jeleznek olyan súlyos extremálisokat (hőségnapokat), mint amilyeneket Budapesten 1999-ben mértek, s aminek következtében a tapasztalati adatok alapján számított R_t értékek a nyár közepén olykor igen alacsonyak voltak. Ezért a scenáriókhoz tartozó aktivitási tényezők alapján az egész rovarpopulációra hasonló előrejelzéseket várunk, mint amilyeneket 1999-ben megfigyeltünk. Az UKHI és UKLO scenáriók ugyanerre az évre igen magas napi középhőmérsékleteket jeleznek, melyek már a tavaszi időszakban is majdnem elviselhetetlenek a csipkésposzók számára, következésképpen az aktivitási tényező értékei a vegetációs időszak hosszú szakaszain meglehetősen alacsonyak. Az UKTR scenárióhoz tartozó R_t értékek jórészt az 1999-es megfigyelt középhőmérsékleti adatokhoz tartozó aktivitási értékekhez hasonlóak az augusztus végi időszakot kivéve. Ekkor az UKTR scenárió extrém magas középhőmérsékleti értékeket jelez, mely a rovarpopuláció számára az elviselhetetlenség határán van, bár még a kihalással nem fenyeget.

Az SSW_t^{Ph} simított karakterisztikus függvény

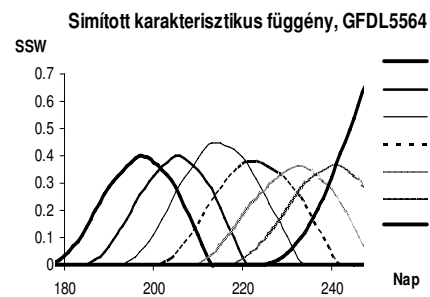
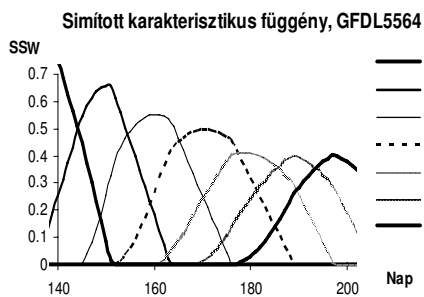
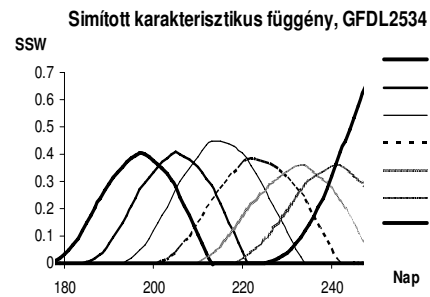
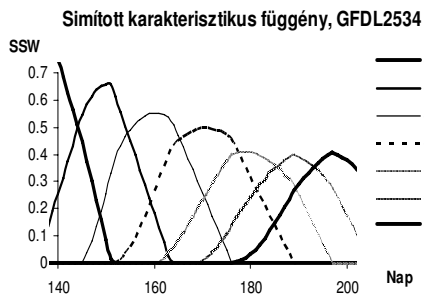
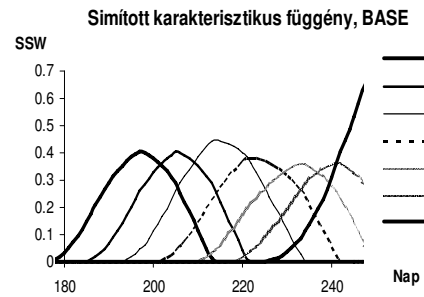
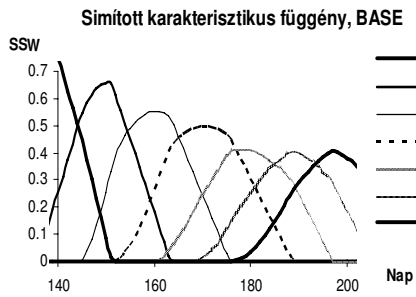
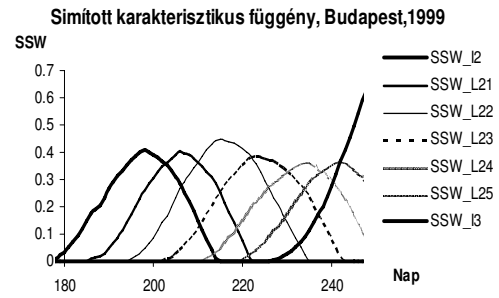
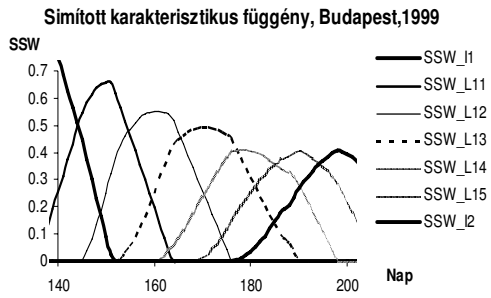
Ahogy ezt a Base, a GFDL2535, a GFDL5564 és az UKTR scenáriók alapján számított aktivitási tényezők értékei alapján vártuk, az ezekhez a scenáriókhoz tartozó SSW_t^{Ph} simított karakterisztikus függvények értékei nem térnek el jelentősen az 1999-es, Budapesten megfigyelt hőmérsékleti adatokból számított SSW_t^{Ph} értékektől. Sőt, az UKHI és az UKLO scenáriók esetében sem figyeltünk meg nagyobb fokú változást a rovarpopuláció első nemzedékére. Ám az utóbbi két scenárió esetében a második nemzedékhez tartozó karakterisztikus függvények görbéi már jóval lomhábbak és kövérebbek, a fenofázisok közti átalakulás elhúzódik, különösen is az UKLO scenárióra vonatkozóan. Megjegyezzük, hogy ezek a változások természetesen csak akkor figyelhetők meg, ha a populáció egyáltalán túléli a számára igen kedvezőtlen környezeti feltételeket.



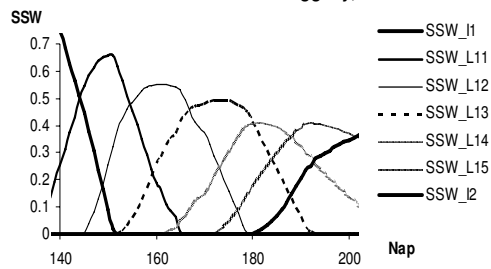
21. Ábra. Napi középhőmérsékleti adatok az 1999. esztendőre, továbbá a Base, a GFDL2535, a GFDL5564, az UKHI, az UKLO és az UKTR szcenáriók 15. évére vonatkozóan. Megjegyezzük, hogy az UKLO és UKHI y tengelyének beosztása a lényegesen magasabb értékek miatt eltér az összes többi tengelyétől.



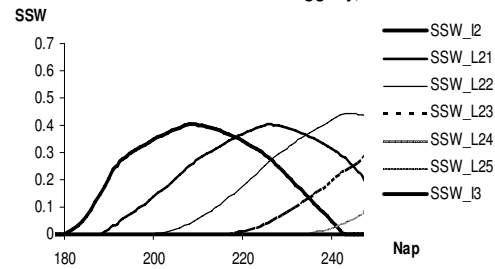
22. Ábra. Az R_t aktivitási tényezők értékei az 1999. esztendő, továbbá a Base, GFDL2535, a GFDL5564, az UKHI, az UKLO és az UKTR szcenáriók 15. évére vonatkozó középhőmérsékleti adatok alapján



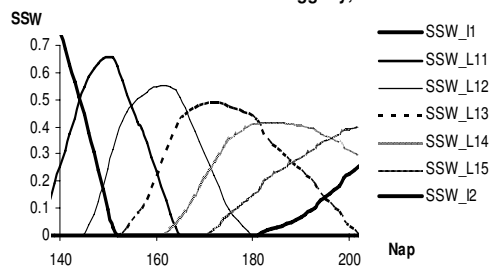
Simított karakterisztikus függvény, UKHI



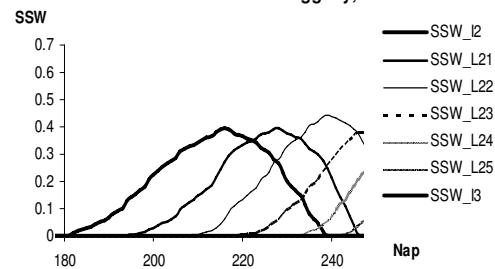
Simított karakterisztikus függvény, UKHI



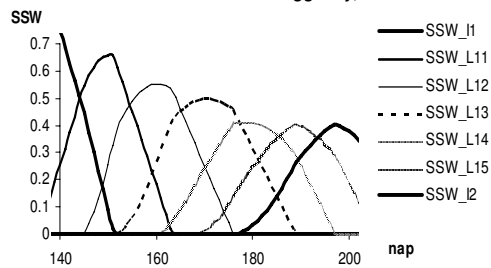
Simított karakterisztikus függvény, UKLO



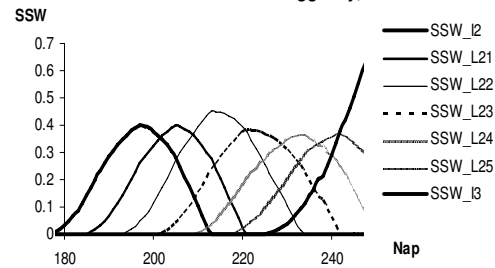
Simított karakterisztikus függvény, UKLO



Simított karakterisztikus függvény, UKTR



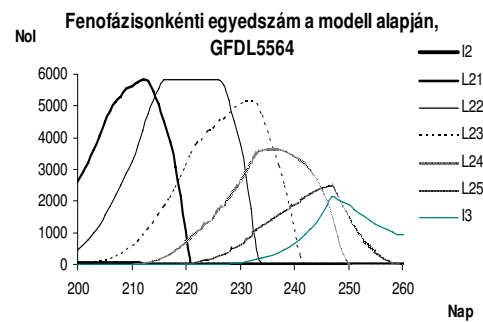
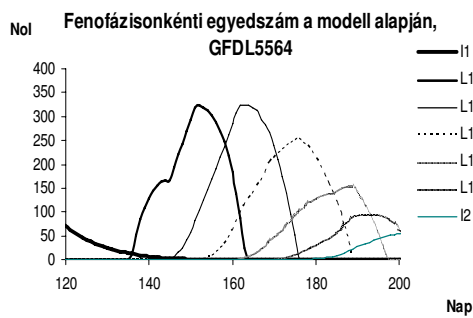
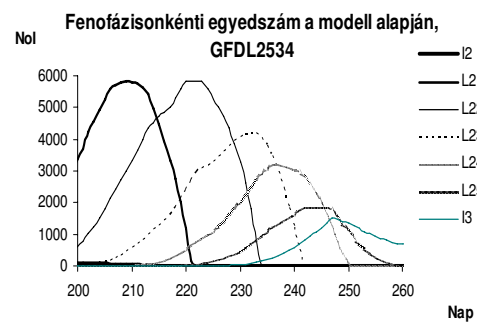
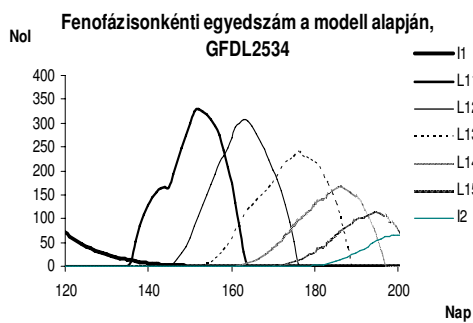
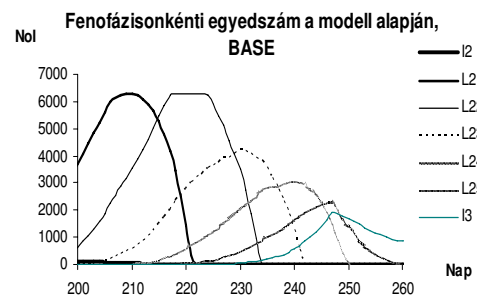
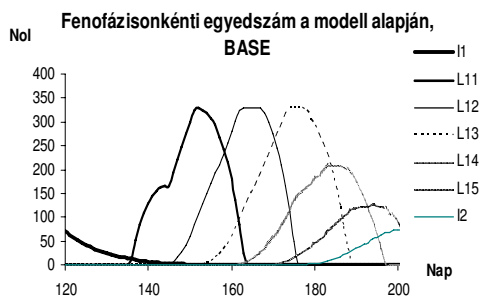
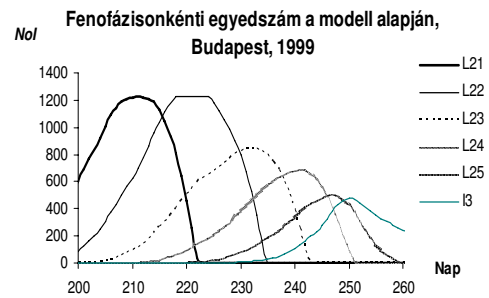
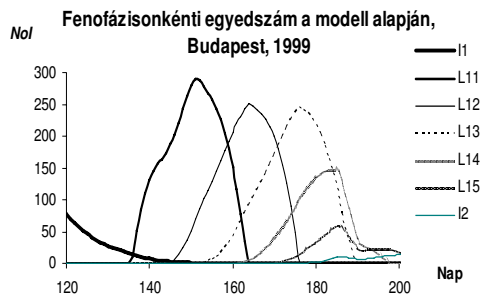
Simított karakterisztikus függvény, UKTR

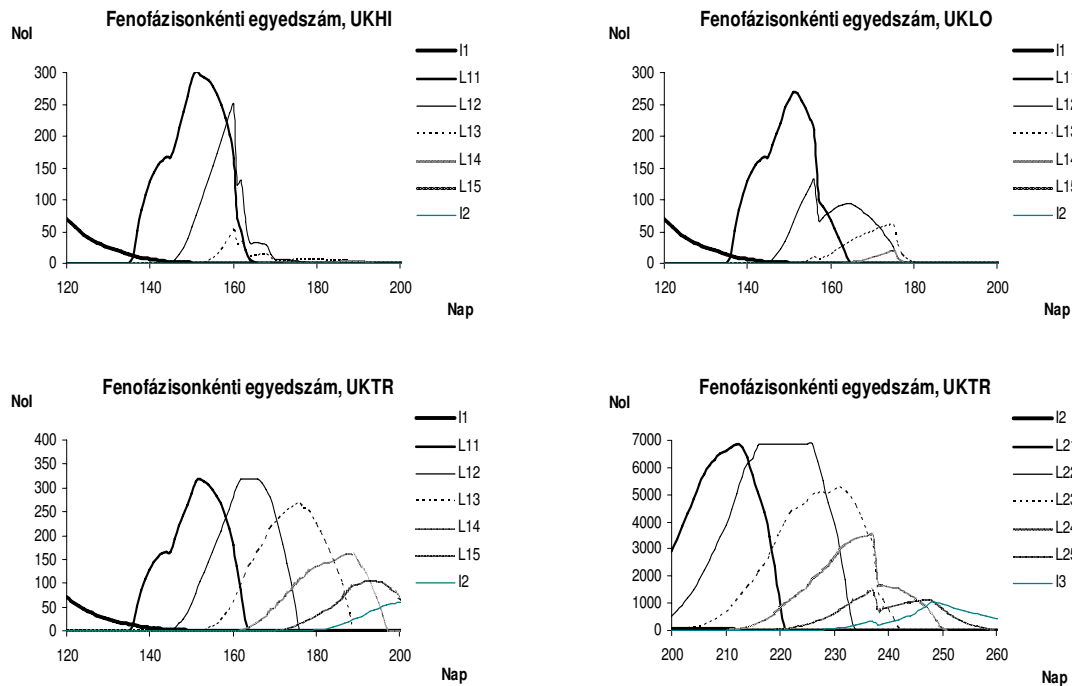


23. Ábra. Az SSW_t^{Ph} simított karakterisztikus függvények modell által generált értékei az 1999. esztendő budapesti és a Base, a GFDL2535, a GFDL5564, az UKHI, az UKLO és az UKTR. scenáriók által a 15. esztendőre előírt napi középhőmérsékleti adatokból számítva a $Ph = I_1, L_{11}, L_{12}, L_{13}, L_{14}, L_{15}$ és I_2 (bal oldali ábrák), illetve a $Ph = I_2, L_{21}, L_{22}, L_{23}, L_{24}, L_{25}$ és I_3 fenofázisokra (jobb oldali ábrák)

Az NoI_t^{Ph} fenofázisonkénti egyedszám

Az NoI_t^{Ph} fenofázisonkénti egyedszámot meghatározó függvény görbéjének alakja a fentiek alapján természetesen hasonló a Base, a GFDL2535 és a GFDL5564 scenáriók esetében. A különbség azonban az 1999-es megfigyelt adatokból számolt NoI_t^{Ph} értékekhez viszonyítva, hogy várhatóan már az első nemzedék egyedszáma is 15–20%-kal több lesz a valamivel kedvezőbb tavaszi időjárásnak köszönhetően. Ennek következtében a második nemzedék egyedszáma már akár az ötszöröse is lehet az 1999-ben mérthez képest. A rovarok első tavaszi megjelenése 25 nappal korábbra tolódik. Ezek a változások a populáció egyensúlyát kis mértékben sem veszélyeztetik.





24. Ábra. A modell által előírt $NoI_t^{Ph} = NoI$ fenofázisonkénti egyedszám a csipkéspoloskára az 1999-ben Budapesten mért, illetve a Base, a GFDL2535, a GFDL5564, az UKHI, az UKLO és az UKTR. szcenáriók 15. esztendejére jelzett napi középhőmérsékleti adatok alapján a $Ph = I_1, L_{11}, L_{12}, L_{13}, L_{14}, L_{15}$ és I_2 fenofázisokra (bal oldali ábrák), illetve a $Ph = I_2, L_{21}, L_{22}, L_{23}, L_{24}, L_{25}$ és I_3 fenofázisokra (jobb oldali ábrák)

Az NoI_t^{Ph} függvények görbéit az UKHI és UKLO szcenáriók előrejelzéseire vizsgálva azt figyeltük meg, hogy a populáció gyakorlatilag kihal az első nemzedék negyedik-ötödik fenofázisában. Feltételezhetjük ugyan, hogy egy kis számú egyed fennmarad az imágó fázisig is, ám a második generáció túlélésére nem láttunk esélyt. Ezt a jelenséget kizárólag az időjárás extrém paraméterei is okozhatják.

Az UKTR szcenárió esetében az egyes fenofázisok valamivel korábban kezdődnek. A már említett augusztus végi extrém magas hőmérséklet hatása jól kivehető a görbéken, ekkor ugyanis a populáció számos egyede elpusztul, a görbék megtörnek. A negatív hatást követően azonban azonnal megfigyelhető egy intenzív kiegyensúlyozódási folyamat.

Az imágók és lárvák levelenkénti átlagos száma

Az imágók levelenkénti átlagos száma a Base, a GFDL2535 és a GFDL5564 szcenáriók esetében az első nemzedéknél a fenofázisonkénti egyedszámoknak megfelelően valamivel magasabb, bár ennek mértéke enyhébb az ott mért 15–20%-nál. Itt mutatkozik meg az, hogy csipkéspoloska-populáció egyelőre nem tekinthető forráskorlátozottnak, mert a mai jó forrásellátottságból kiindulva a modell azt jelzi, hogy a populáció növekedtével egyidőben a platánbiomassza is kellő mértékben növekszik a kisfokú várható melegedésnek köszönhetően.

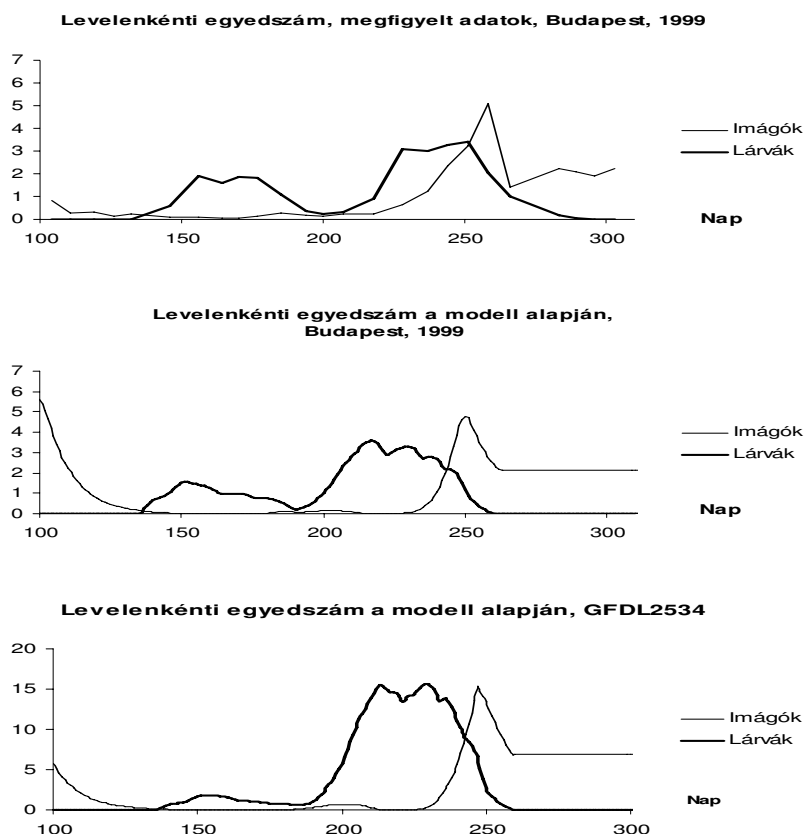
A második imágó nemzedék levelenkénti egyedszáma már jelentősen magasabb az 1999-es tapasztalati adatoknál. A harmadik nemzedék (I_3) megjelenése kevésbé késik, de a fejlődése gyorsabb és intenzívebb, mint azt 1999-ben megfigyelték. A harmadik generáció a maximumát akár 5–7 nappal előbb is eléri, s ennek értéke ötszöröse is lehet az 1999-es értéknek. Ez a megnövekedett számú nemzedék vonul telelőre.

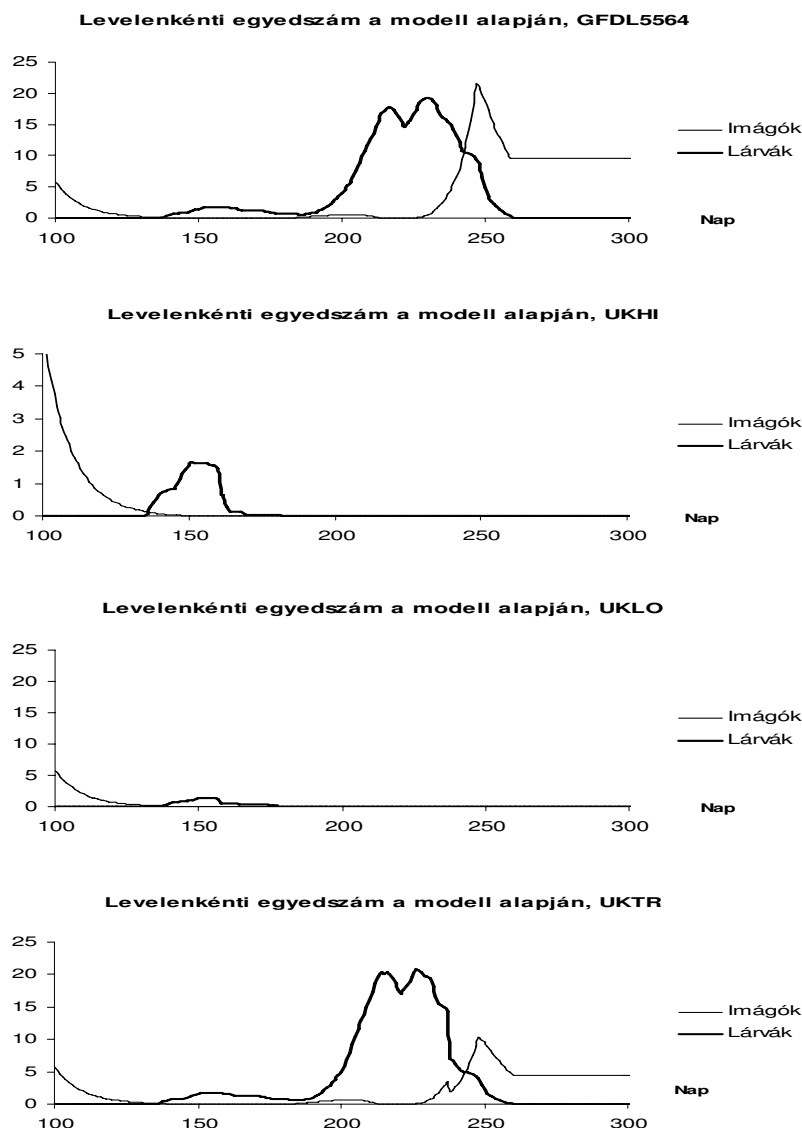
A lárvák levelenkénti átlagos száma a Base, a GFDL2535 és a GFDL5564 szcenáriók esetében az első nemzedéknél – bár valamivel magasabb, – nem tér el lényeges mértékben az 1999-es megfigyelésektől. A második nemzedék megjelenése már 7 nappal korábban megfigyelhető, és a fejlődés is intenzívebb. A levelenkénti átlagos egyedszám maximuma ötszöröse az 1999-ben megfigyeltnek.

Az UKHI és UKLO scenáriók előrejelzései alapján az első nemzedék lárvái a negyedik-ötödik stádiumban kihálnak, mint azt már korábban említettük is.

Az UKTR scenárió esetében mind az imágók, mind a lárvák levelenkénti egyedszám görbéjének alakja követi a Base, a GFDL2535 és a GFDL5564 scenáriók által jelzett görbék alakját. Az augusztus végi extrém magas hőmérséklet hatása itt is megfigyelhető, s az is, hogy a rendszer utána megtalálja új egyensúlyi helyzetét.

Megjegyezzük, hogy a fenti vizsgálatot a platánfára is elvégeztük kizárólag a magas hőmérsékleti adatok figyelembevételével (és ezzel egyidőben a levegőben megemelkedett CO₂-koncentrációt figyelmen kívül hagyva), s a fák mai hőmérsékleti érzékenységeivel számolva azt kaptuk, hogy az UKHI és UKLO scenáriók által jelzett extrém magas hőmérséklet a platánfák számára is megkérdőjelezi a túlélést. Természetesen a vizsgálatot jóval több tényező figyelembevételével is el kell végeznünk, mielőtt messzemenő következtetéseket vonnánk le ebből az apró eredményből, de annak figyelmeztető tartalmát érdemes komolyan vennünk. Számolnunk kell azzal is, hogy mind a rovarpopuláció, mind pedig a platánpopuláció az idő során némi hozzászokást is tanúsíthat, bár erre inkább csak a rovarpopuláció esetében számíthatunk, mert ilyen rövid idő alatt csak a megváltozott körülményekre sokkal gyorsabban reagáló rovarok képesek megfelelő genetikai és evolúciós válasszal felelni.





25. *Ábra.* A modell által előírt levelenkénti egyedszám a csipkésposloska imágóira és lárváira az 1999-ben Budapesten mért, illetve a Base, a GFDL2535, a GFDL5564, az UKHI, az UKLO és az UKTR. szcenáriók 15. esztendejére jelzett napi középhőmérsékleti adatok alapján

6. A fenológiai modell általánosítási lehetőségei

A fenti modell számtalan lehetséges általánosítási lehetőségei közül mi csak hármat említünk.

Általánosított fenológia, általánosított karakterisztikus függvény

Korábbi tárgyalásainkban kihagytuk a petefázist. Megtehetjük, mert a csipkésposloska-populáció esetén nem jelent túlzott megszorítást, ha az imágók utódjainak az első lárvafázist tekintjük, s a peterakástól a lárvák kikeléséig eltelt időt még az imágó fázishoz számítjuk. Ha olyan rovarpopulációt modellezünk, ahol ezt az egyszerűsítést nem ajánlatos megtenni, a modell természetesen akkor is működik. Jelölje Ph az E_i (az i -edik generáció petefázisának), az L_{ij} (az i -edik generáció j -edik lárvafázisának), vagy az I_i (az i -edik generáció imágófázisának) valamelyikét ($i = 1, 2, \dots, g_x$, $j = 1, 2, \dots, l_x$). Ezzel a jelöléssel tetszőleges számú nemzedékkel és nemzedéken belül tetszőleges számú fenofázissal rendelkező rovar

fenológiájáról tudunk beszélni. Az általánosabb karakterisztikus függvényünket ($SW_{X,t}^{Ph}$) tetszőleges populációra megfogalmazhatjuk, jelölje ezt a populációt X :

$$SW_{X,t}^{Ph} := \begin{cases} 0 & \text{if } t=0 \text{ and } Ph > E_1 \\ \prod_{Ph > E_1} (1 - SW_{X,t}^{Ph}) & \text{if } Ph = E_1 \\ \min \left[\max \left\{ (CumR_{X,t}^{E_1} - T_{m,X}^{E_1}), 0 \right\}, 1 \right] \prod_{Ph > L_1} (1 - SW_{X,t}^{Ph}) & \text{if } t > 0 \text{ and } Ph = L_1 \\ \min \left\{ \min \left[\max \left\{ (m_{X,t-1}^{Ph-1} - k_X^{Ph-1} \bar{m}_X^{Ph-1}), 0 \right\}, 1 \right] + \min \left[\max \left\{ (CumR_{X,t}^{Ph-1} - T_{m,X}^{Ph-1}), 0 \right\}, 1 \right], 1 \right\} * \prod_{Ph > Ph} (1 - SW_{X,t}^{Ph}) & \text{if } t > 0 \text{ and } Ph > L_1 \end{cases}.$$

A karakterisztikus függvény fenti alakja alkalmas arra, hogy ne csak kumulált aktivitás által vezérelt fenofázisváltásokat legyen képes kifejezni, hanem azt is, ha egy Ph fenofázis azért fejeződik be, mert a populációnak az aktuális fenofázisbeli egyed tömege ($m_{X,t}^{Ph}$) elérte, illetve meghaladta a fázisra jellemző átlagos egyed tömeg ($\bar{m}_X^{Ph}$) egy k_X^{Ph} -szeresét.

Általánosított biomasszamodel

A biomasszamodel egy egyszerű általánosításával a modellbe beiktathatjuk a téli mortalitást, és egyes fenofázisokban be- és kikapcsolhatjuk a táplálkozást, illetve egy speciális mortalitási tagot. Jelölje az általános biomasszamodelben GX_t az X populációnak a t -edik időpontban aktuális biomasszáját. Ekkor:

$$GX_{t+1} = GX_t \cdot R_{X,t} \cdot P_{X,t} \cdot F_{X,t}.$$

Jelölje most GX_t^{Ph} az általános biomasszamodelben a t időpontban a Ph fenofázisbeli egyedek összes biomasszáját, C , illetve M a fenofázisok azon halmazát, melyekben a táplálkozás szünetel, illetve amelyekben speciális mortalitási tagot szeretnénk használni, w pedig az áttelelő fenofázist. Jelölje továbbá $W(X_t, Y)$ a téli mortalitási rátát a téli $Y = (Y_1, Y_2, \dots, Y_k)$ változókkal jellemzett időjárástól függően, és M_X^{Ph} a Ph fenofázisban fellépő mortalitási rátát. Ekkor

$$GX_{t+1}^{Ph} = GX_{t+1} \prod_{Ph \in C} (1 - SW_{X,t}^{Ph}) + GX_{t+1} \sum_{Ph \in C} SW_{X,t}^{Ph} + W(X_t, Y) SW_{X,t}^w - \sum_{Ph \in M} M_X^{Ph} SW_{X,t}^{Ph},$$

ahol

$$GX_{t+1}^C = GX_t \cdot R_{X,t} \cdot P_{X,t}.$$

Ez az egyenlet megegyezik az eredeti biomasszaegyenlettel, azzal a különbséggel, hogy a tápláléktól függő tényezőt konstans 1-nek választjuk. Ezzel a táplálkozást a modellből átmenetileg kikapcsoljuk.

Általánosított fenofázisonkénti egyedszámfüggvény

Ha a vizsgált populációk esetében erős hangsúlyt kap a forráskorlátozottság, akkor ezt a modellben is kiemelten kell kezelni. Legyen a $t = 0$ időpontban az I_1 fázisban levő egyedek száma:

$$NoI_{X,t}^{I_1} = \frac{X_t}{m_X}.$$

Jelölje $0 \leq \chi_{X,t}^{Ph,s} \leq 1$ az X populáció Ph ($Ph \notin C$) fázisában lévő egyedeinek „éhezési rátáját” a t időpontban, melyet az elérhető ($NU_{X,t}^{Ph,av}$) és szükséges ($NU_{X,t}^{Ph,ne}$) táplálékmenyiség hányadosa határozza meg:

$$\chi_{X,t}^{Ph,s} = \min\left(\frac{NU_{X,t}^{Ph,av}}{NU_{X,t}^{Ph,ne}}, 1\right).$$

A továbbiakban ($t > 0$ -ra) pedig, ha Ph olyan fenofázis, amelyben nincs szaporodás, akkor $NoI_{X,t}^{Ph}$ legyen az alábbi kifejezéssel egyenlő:

$$\min\left[\left(\left(\min\left(\frac{X_t}{w_X^{Ph} \cdot m_X}, NoI_{X,t-1}^{Ph}\right)\chi_{X,t}^s + \left(\min\left(\frac{X_t}{m_X}, NoI_{X,t-1}^{Ph}\right)(1 - \chi_{X,t}^s)\right)SSW_t^{Ph}\right), k^{Ph} \cdot \max_{t \in Ph-1} NoI_{X,t}^{Ph-1}\right]\right]$$

ahol az $Ph = I_1$ fenofázisra $\max_{t \in Ph-1} NoI_{X,t}^{Ph-1}$ értékét definíció szerint a $t = 0$ időpontbeli $NoI_{X,t}^{I_1}$ értékével azonosítjuk.

Ha Ph olyan fenofázis, amelyben van szaporodás, akkor

$$NoI_{X,t}^{Ph} = \left[\left(\left(\min\left(\frac{X_t}{w_X^{Ph} \cdot m_X}, NoI_{X,t-1}^{Ph}\right)\chi_{X,t}^s + \left(\min\left(\frac{X_t}{m_X}, NoI_{X,t-1}^{Ph}\right)(1 - \chi_{X,t}^s)\right)SSW_t^{Ph}\right)\right],\right]$$

vagy ha a modellben hangsúlyozni szeretnénk, hogy a peték száma az utolsó fenofázis (rendszerint nagyságrendileg magasabb) testtömeg-növekedésével arányos, akkor

$$NoI_{X,t}^{E_i} = p_X^{i-1,j} \frac{dB_X^{L_{i-1,j}}}{m_X^{E_i}},$$

ahol E_i valamely petefázist jelöli, $dB_X^{L_{i-1,j}}$ pedig az előző nemzedék utolsó fenofázisának biomasszanövekedését, $p_X^{i-1,j}$ pedig egy arányossági tényezőt jelöl.

Az aktuális átlagos egyedtömeget továbbra is a

$$m_t^{Ph} = \frac{X_t}{NoI_t^{Ph}}$$

képlettel számoljuk.

C. A kukorica- és búzatermesztés kockázatának vizsgálata egy új sztochasztikus hatásossági módszerrel

1. Bevezetés

Az agrárgazdaságban, ezen belül a szántóföldi növénytermesztésben számos olyan döntési feladattal szembesülünk, melyek során a gazdaságosság és fenntarthatóság mellett évről évre egyre nagyobb szerepet kap a döntéssel járó kockázat mértéke (Ladányi, 1995). Az előző fejezetekben ismertetett modellekkel és módszerekkel a vizsgált rendszerek viselkedését írtuk le és vizsgáltuk. Az ott ismertetett konkrét esettanulmányok kockázati aspektusokat nem tartalmaznak. Ennek oka főként a rendelkezésünkre állt adatok szerkezetében, típusában, hosszában és legfőképpen tartalmában keresendő. Az alábbiakban olyan – az előző fejezetekben vizsgált esetekétől eltérő területen alkalmazott – kockázatelemzési utat járunk be, mely a későbbiekben megfelelő adatok birtokában, a már ismertetett modellekkel összekapcsolva komplex növény-kártevő rendszerek mezőgazdasági kockázatának konkrét és gyakorlatias szemléletű számítására, illetve elméletibb jellegű prognózisára is alkalmas lehet.

A kockázatok között hazánkban különösen is kiemelkedő jelentőséggel bír a hozam kockázata (Drimba és Nagy, 1997, 1998, 2000, Drimba, 1997, 1998), mely az elmúlt évtizedek tapasztalata alapján figyelemreméltó mértékben növekedett. Az okok vizsgálatát most időlegesen félretéve célunk az volt, hogy objektív módszertani eszközök segítségével igazoljuk: a kukorica és a búza termesztésének kockázata Magyarország négy megyéjében (Hajdú-Bihar, Bács-Kiskun, Fejér és Győr-Moson-Sopron megye) az 1951-90-es években a döntéshozónak a kockázatvállaláshoz való viszonyától (*risk aversion*) majdnem teljesen függetlenül emelkedett, egyes helyeken jelentősen, továbbá, hogy a kockáztnövekedés üteme helyenként gyorsult is (Ladányi és Erdélyi, 2005). (A 90-es éveket követő további vizsgálatainknak elsősorban a megfelelő megyei adatok hiánya vetett gátat.)

2. A kukorica terméskockázatának vizsgálata Magyarország négy megyéjére (1951-1990)

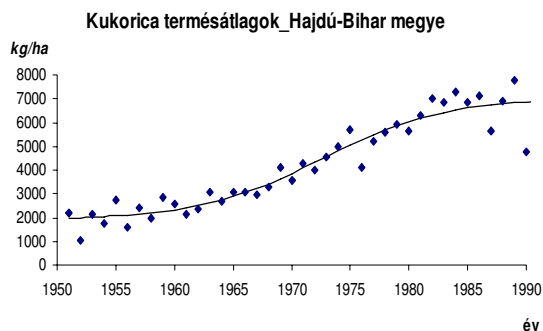
A terméseredmények regressziós közelítése

Az 26. Ábrán a kukorica termésátlagokat látjuk 1951-1990-ig, illetve az azokra illesztett logisztikus regressziós görbét:

$$f : x \mapsto f(x) = p_1 + \frac{p_2}{1 + \exp[-p_3(x - p_4)]}.$$

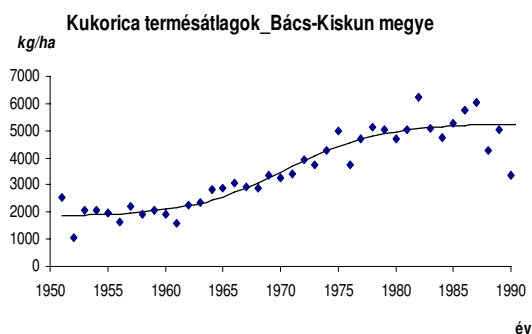
A jobb oldalon megadjuk a paraméterek értékeit is. Az ábrákon láthatjuk, hogy a kukorica termesztésében az ötvenes évektől kezdődően (a környezeti feltételeket sajnos legtöbbször figyelmen kívül hagyó) termesztési technológia következtében (elsősorban a trágyázásra gondoltunk itt) először lassú, később egyre gyorsuló ütemű termésnövekedés kezdődött meg. Ez a gyorsulás a hetvenes évek elején-közepén megtorpant, bár a növekedés folytatódott. Ami a kockázat szempontjából ennél fontosabb, az is megfigyelhető az ábrák legutolsó szakaszán: a magyarországi rendszerváltozás okozta termés kiesésen kívül már a 80-as évek kezdetétől nagyarányú szóródásnövekedés figyelhető meg. Különösen súlyos veszteség volt a termésben az 1990-es esztendőben, ezért a vizsgálatokat kétféleképpen is elvégeztük: az 1990-es esztendőt is figyelembe véve, és az 1990-es esztendő adatait elhagyva, az utolsó időszakot 20 év helyett 19 éves tartamra választva.

A megadott paraméterértékek alatt csillaggal jelezve a csonkított adatsorra illesztett logisztikus regressziós paramétereket is lejegyeztük (ábra nélkül).



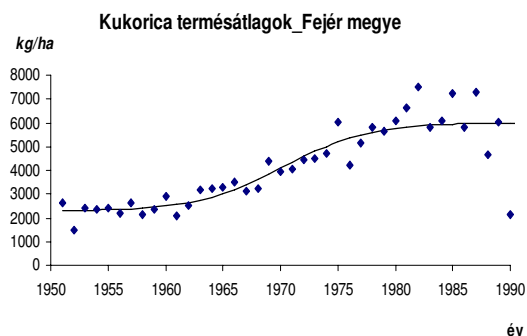
$$\begin{aligned} p_1 &= 883.97 \\ p_2 &= 7058.28 \\ p_3 &= 0.19 \\ p_4 &= 1972.57 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} p_1^* &= 1695.77 \\ p_2^* &= 7890.02 \\ p_3^* &= 0.15 \\ p_4^* &= 1974.25 \end{aligned}$$



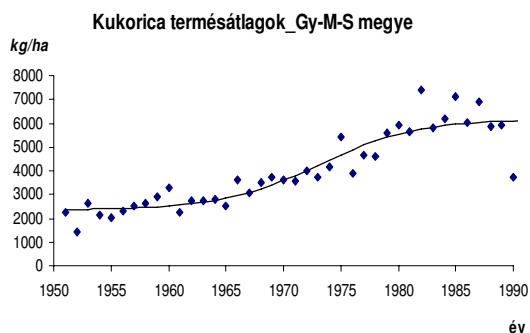
$$\begin{aligned} p_1 &= 1836 \\ p_2 &= 5266.23 \\ p_3 &= 0.24 \\ p_4 &= 1970.41 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} p_1^* &= 1749.16 \\ p_2^* &= 5632.01 \\ p_3^* &= 0.20 \\ p_4^* &= 1971.37 \end{aligned}$$



$$\begin{aligned} p_1 &= 2264.75 \\ p_2 &= 6009.86 \\ p_3 &= 0.27 \\ p_4 &= 1970.20 \end{aligned}$$

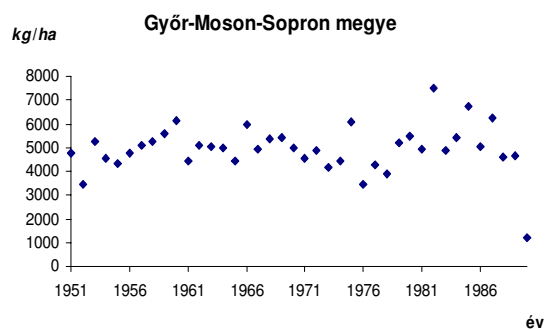
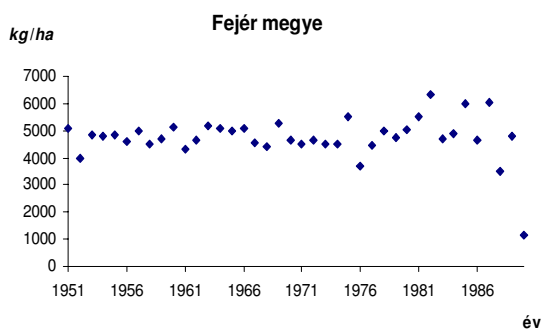
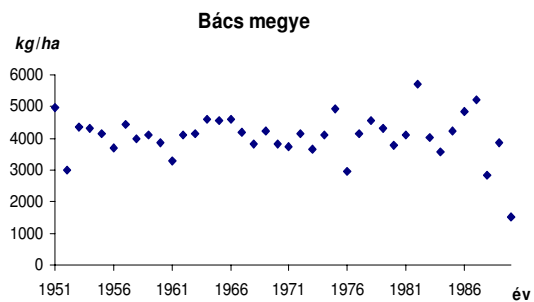
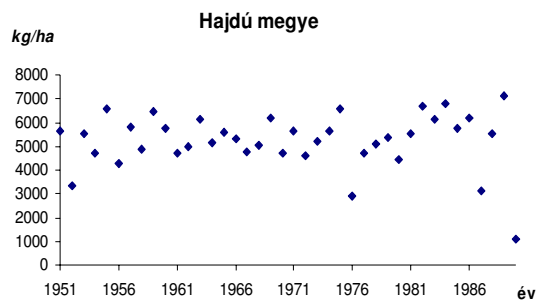
$$\begin{aligned} p_1^* &= 2168.48 \\ p_2^* &= 6549.77 \\ p_3^* &= 0.21 \\ p_4^* &= 1971.42 \end{aligned}$$



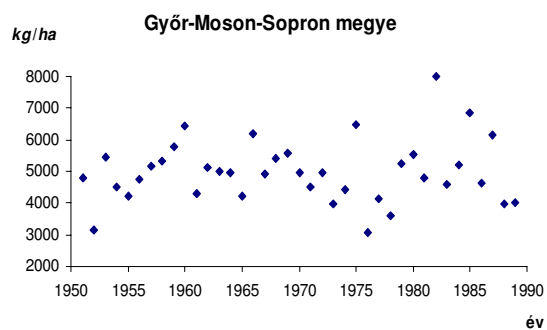
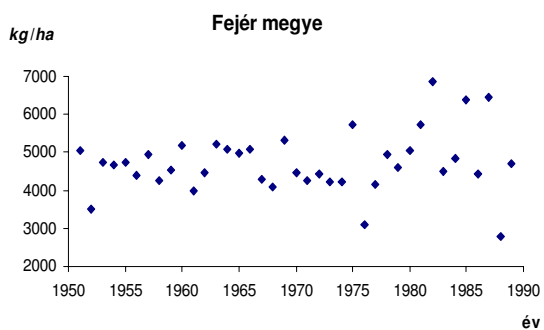
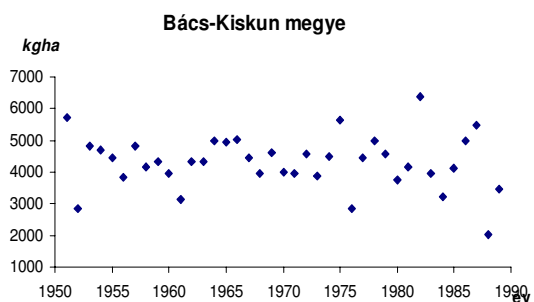
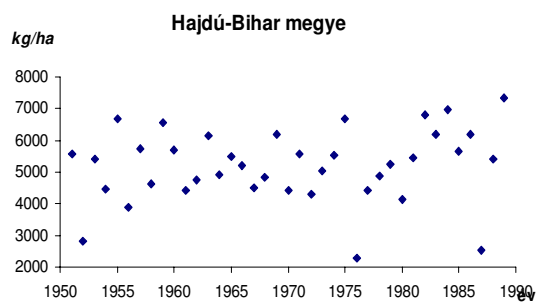
$$\begin{aligned} p_1 &= 2347.28 \\ p_2 &= 6170.63 \\ p_3 &= 0.23 \\ p_4 &= 1973.12 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} p_1^* &= 2297.82 \\ p_2^* &= 6544.94 \\ p_3^* &= 0.21 \\ p_4^* &= 1974.02 \end{aligned}$$

26. Ábra. Kukorica termésátlagok Magyarország négy megyéjére 1951-1990., illetve az azokra illesztett logisztikus görbe. Az ábrák mellé megadtuk a görbe paramétereit. A csillaggal jelzett paramétereket az 1990-es esztendő adatainak elhagyásával kaptuk.



27. **Ábra.** A Phyllips-módszerrel aktualizált megyei kukorica terméseredmény-adatok 1951-1990-ig (kg/ha)



28. **Ábra.** A Phyllips-módszerrel aktualizált megyei kukorica terméseredmény-adatok 1951-1989-ig (kg/ha)

A Phyllips-módszerrel aktualizált adatok

A 27. Ábrán az általunk számított $Y_i = E_s + \frac{y_i^{\text{kor}} - E_t}{D_t} \cdot D_s$ (ld. III. Anyag és Módszerek c. fejezet, 58.

old.) aktualizált adatokat mutatjuk meg. E_t és D_t a korrigált adatok várható értékét és szórását, E_s és D_s a szakértők által becsült (szubjektív) várható értéket és szórását jelöli. (A korrigált adatokat úgy is elképzelhetjük, hogy az eredeti adatokra illesztett megfelelő (esetünkben logisztikus) regressziós függvényt, mint egy zsinórt, vízszintesre feszítjük, és az előjeles regressziós hibákat az egyenes pontjaihoz adjuk.

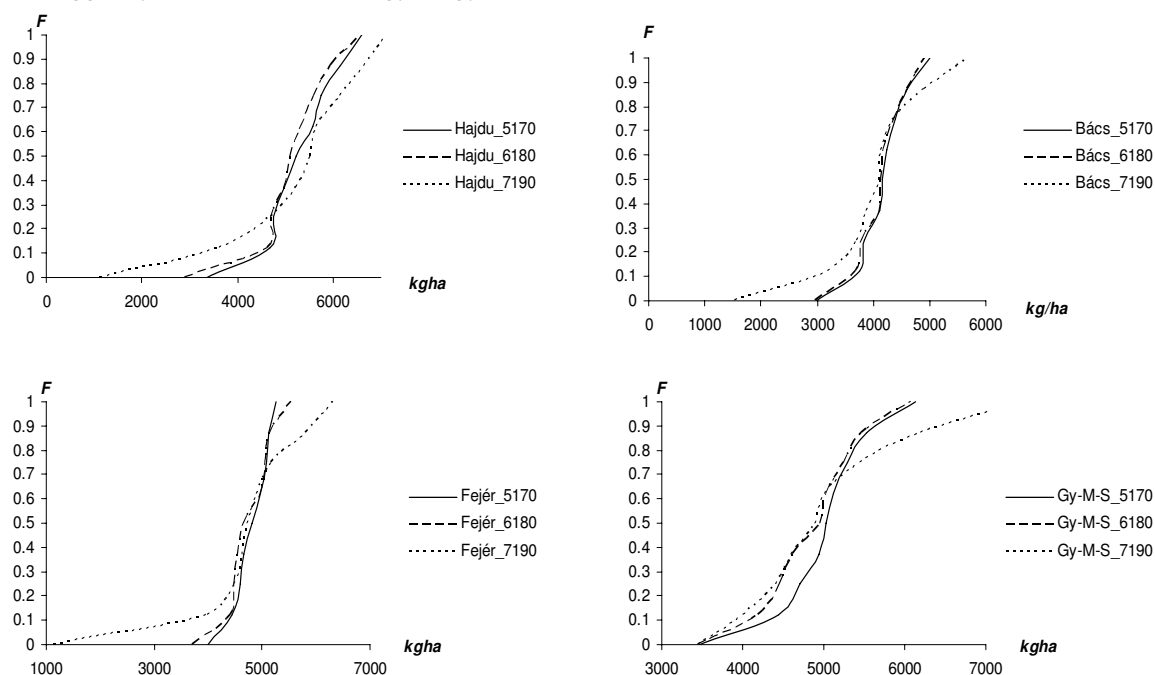
Mivel a korrigálás/aktualizálás lényege, hogy összehasonlíthatóvá tegyük az adatokat, ezért az ezen az ábrán megfigyelt növekvő mértékű szóródás már egyértelműen a termésbiztonság csökkenését, és ezzel együtt a termés kockázatának növekedését sejteti.

A 28. Ábrán láthatjuk a rövidebb idősorhoz tartozó aktualizált adatokat. Ezen az ábrán megváltoztattuk az y tengely beosztását, hogy az eltérések (a legsúlyosabb, 1990-es évin kívül) pontosabban megfigyelhetők legyenek.

Természetesen a termésmennyiség eltérései megyéről megyére is jellemzően térnek el, a vizsgálatba bevont dunántúli megyékben kezdettől fogva egységesebb eredményeink születtek, s a nyolcvanas években sem nőtt olyan mértékben az eltérés, mint a többi két megyében.

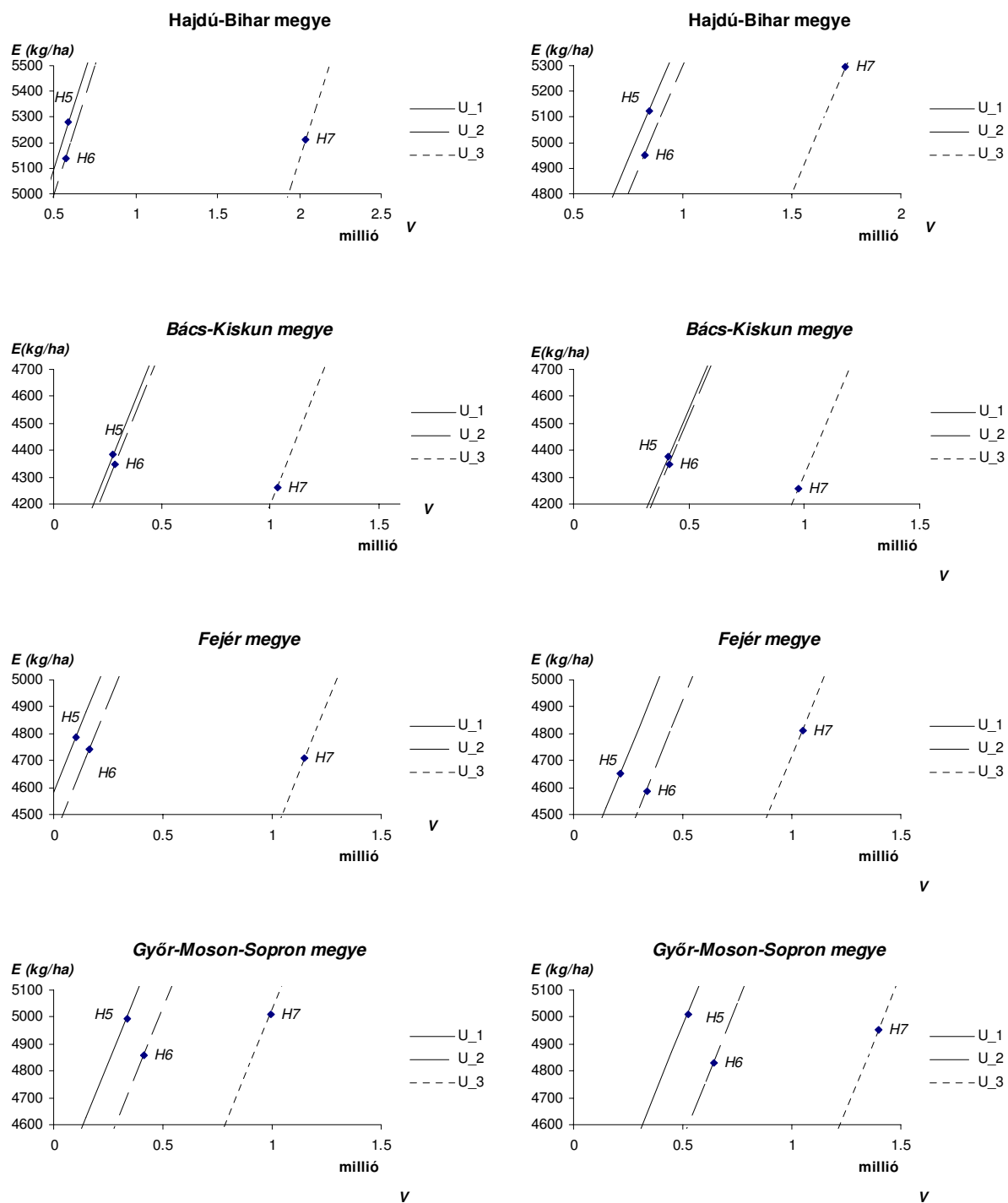
A hatásossági kritériumok

A 29. ábrán az aktualizált adatokból és szakértői becslések bevonásával készített szubjektív eloszlásfüggvényeket ábrázoltuk a négy megyére és a háromszor húsz évre.



29. Ábra. Szubjektív eloszlásfüggvények a kukorica megyei aktualizált terméseredményeire 1951-1970-ig, 1961-1980-ig, 1971-1990-ig (kg/ha)

Sztochasztikus dominancia, E, V - hatásosság és a hasznossági függvényen alapuló kritérium



30. Ábra. E, V - hatásosság és a hasznossági függvények színtgörbéi Magyarország négy megyéjére, a kukorica termesztésére. H5=1951-1970-ig, H6=1961-1980-ig, H7=1971-1990-ig (bal oldali ábrák). Ugyanezek megismételve csönkített adatsorral, az 1990-es évet elhagyva (jobb oldali ábrák).

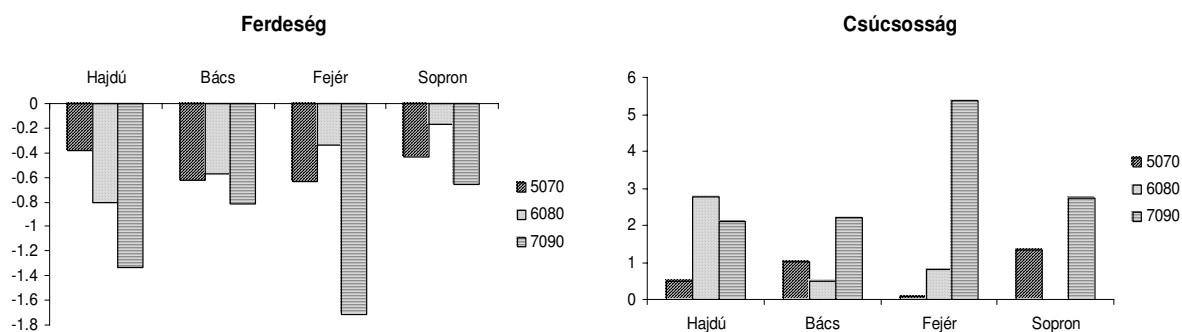
Bács-Kiskun megye ábráján látszik, hogy az idő haladtával az eloszlások várható értéke csökkent, miközben a szórása nőtt (az eloszlásfüggvény balra tolódott, és meredeksége csökkent). A többi megyénél ebből az ábrából nem derül ki egyértelműen az idők során bekövetkezett változás. Azonban ha Bács-Kiskun és Fejér megye teljes adataira E, V -hatásossági vizsgálatot végzünk (30. Ábra, bal oldal), akkor máris kiderül, hogy kockázat szempontjából az idővel kedvezőtlenebb helyzet alakult ki, hiszen az időszakot jelölő H7-tel jelzett pont bal felső ténnyedébe esik mind a két másik időszakot jelző pont (H5 és H6). (Ha lehetséges lenne választanunk a háromszor húsz éves idősor között, akkor a döntéselemzésnek ez az egyszerű módszere a legrégebbi idősor melletti döntést javasolná, mert azzal jár/járt a legkisebb kockázat.) A többi megyére, és Fejér megyére a csonkított idősorral azonban az E, V -hatásossági vizsgálat nem létesít rendezést, azaz ha sorrendet szeretnénk felállítani közöttük, más módszer alkalmazása szükséges.

Ugyanezen az ábrán (30. Ábra) tüntettük fel az $r_a = 0.004$ abszolút kockázati averzió értékhez tartozó

$$U_{CE} : V_i \mapsto U_{CE}(V_i) = CE + 0.5r_a V_i$$

lineáris függvényeket három-három rögzített CE bizonyossági ellenértékre. Minden esetben azt kaptuk, hogy kockázat szempontjából az idő múlása egyre kedvezőtlenebb helyzetet teremtett. A hasznossági kritériumon alapuló módszernek hátránya, hogy csak egyetlen rögzített abszolút kockázati averzió esetén árulja el a vizsgált esetek közötti rendezést. Ha ennél többet szeretnénk megtudni, akkor az általánosabb, sztochasztikus hatásossági kritériumot is meg kell vizsgálnunk.

Érdeemes egy pillantást vetnünk az eloszlások ferdeségére és csúcsosságára is (31. Ábra). Látható, hogy a ferdeség az idővel egyre inkább negatív irányba nőtt (31. Ábra, bal oldal). Tudjuk, hogy az eloszlás ferdesége az eloszlás harmadik momentumának felel meg. A negatív ferdeségű eloszlás a kukoricatermesztő számára egyértelműen azt jelenti, hogy a termésveszteség valószínűsége sokkal magasabb, mint az esetleges kiugróan magas termésé. Negatív ferdeségű eloszlás esetén az árnyékkockázat is jelentősen megnövekszik, ami nagyban megnehezíti a kockázat számítását és kezelését. Ha negatív eloszlás mellett a csúcsosság is magas (31. Ábra, jobb oldal), akkor az előzőekben elmondottak fokozottabban teljesülnek.



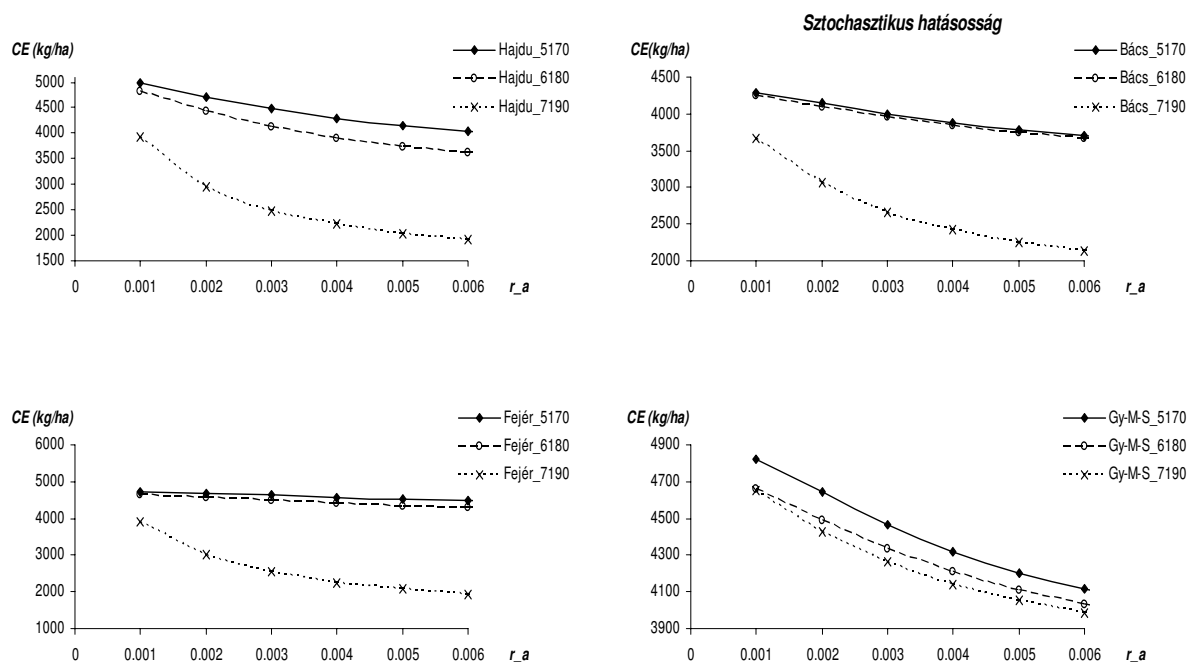
31. Ábra. Szubjektív eloszlásfüggvények ferdesége és csúcsossága a kukorica megyei aktualizált terméseredményeire 1951-1970-ig, 1961-1980-ig 1971-1990-ig

A sztochasztikus hatásosság

A II. fejezet C pontjában (51. old.) megmutattuk, hogy a CE értékeket az abszolút kockázati averzió függvényében ábrázolva (32. Ábra) a legmagasabban fekvő görbe jelöli ki a legkevésbé kockázatos lehetőséget. Amennyiben a görbék egymást keresztezik, úgy a legoptimálisabb döntést a kockázati averzió nagyságától függően, az aktuális r_a -hoz tartozó magasabb CE értékű görbeszakasz jelöli ki.

A 32. Ábrán igen szemléletesen megfigyelhető, hogy a kukoricatermesztés kockázata mind a négy vizsgált megyében az 1951-70 és az 1961-80-as éveket összehasonlítva az r_a kockázati averzió nagyságától függetlenül valamelyest növekedett (a későbbi görbe szigorúan a korábbi alatt fekszik). A

kockázat mértéke az 1971-90-es években Győr-Moson-Sopron megye kivételével fokozottabban megugrott, különösen nagyobb arányú r_a kockázati averzió esetén.

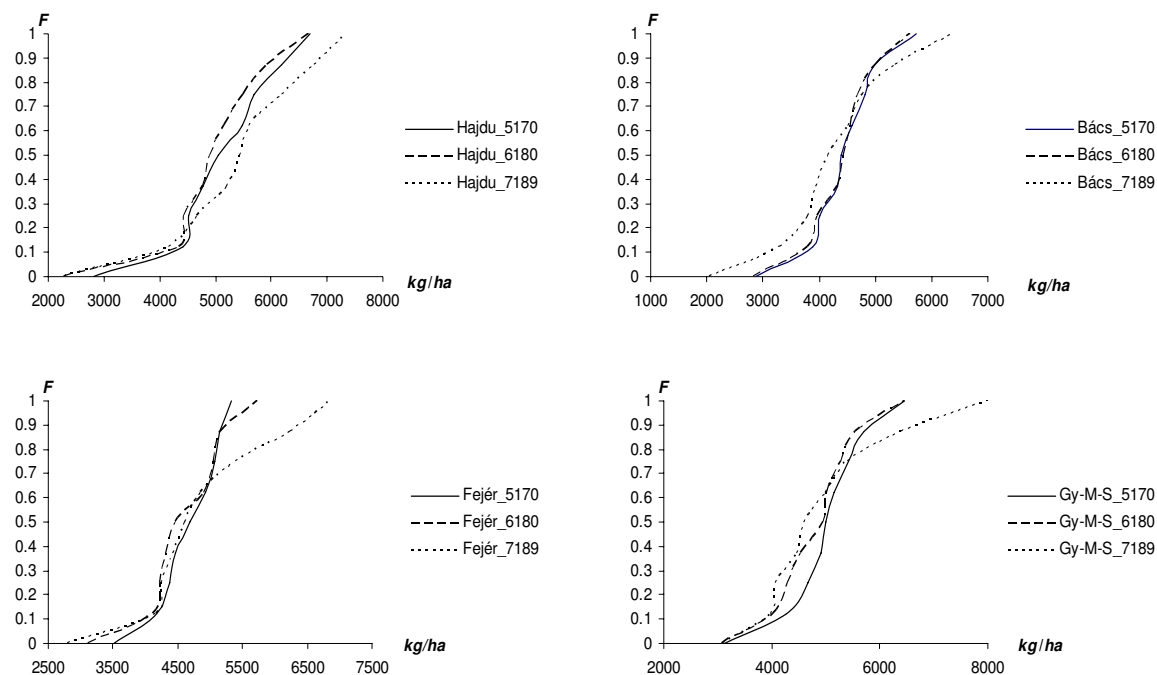


32. Ábra. Sztocasztikus hatásosság a kukorica megyei aktualizált terméseredményeire 1951-1970-ig, 1961-1980-ig, 1971-1990-ig (kg/ha)

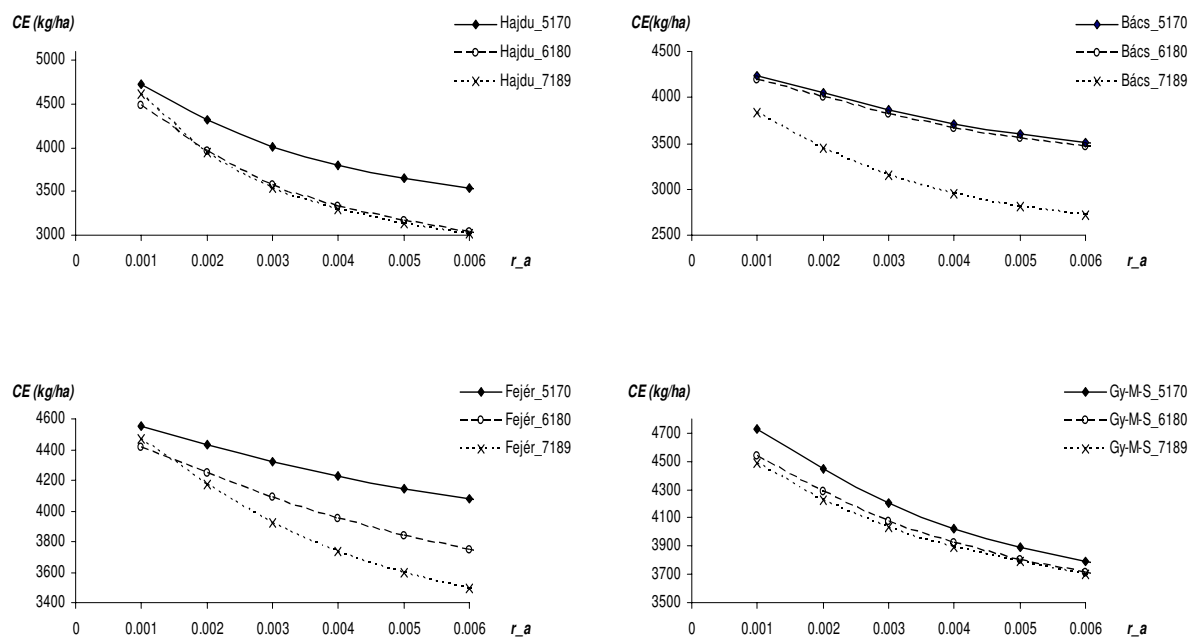
Felmerülhet, hogy ezt a nagyfokú kockázattnövekedést kizárólag az 1990-es évi óriási termés kiesés okozza. Az alábbiakban megmutatjuk, hogy ez csak részben igaz. Valóban, ha elhagyjuk az 1990-es esztendő az adatsorunkból, és az utolsó időszakot csak 19 év adataival vizsgáljuk, a kockázat növekedése nem olyan fokozott, mint az 1990-es adatokkal együtt, de így is elmondható, hogy – különösen nagyobb r_a értékekre – a kockázat határozottan növekedett.

Figyeljük meg a csonkított adatokkal készített szubjektív eloszlásfüggvényeket a 33. Ábrán! Az eloszlások most Bács-Kiskun megyében sem teszik egyértelművé a relációt, ahogy azt a fentiekben a teljes adatsort használva láttuk. A csonkított adatsorra, mint már láttuk, az E, V -hatásossági kritérium alkalmatlan arra, hogy megkeressük a legkevésbé kockázatos időszakot.

Ezekre az adatokra tehát ismét ábrázoltuk a CE értékeket az abszolút kockázati averzió függvényében (34. Ábra), és azt tapasztaltuk, hogy a legmagasabban fekvő, és egyben a legkevésbé kockázatos időszak a legkorábbi (1951-1970). Hajdú-Bihar és Fejér megyében a két utolsó időszak görbéje egy, az $r_a = 0.002$ -nél kisebb értéknél metszik egymást, tehát a kockázat növekedését szigorúan csak az ennél nagyobb értékekre mondhatjuk el. Ez azonban nem csökkenti a termesztoók és kutatók számára egyaránt súlyos és objektív figyelmeztetés jelentőségét. A kockázat mértéke Bács-Kiskun megyében növekedett a legdrasztikusabban, Győr-Moson-Sopron megyében a legkevésbé, de a növekedés itt is egyértelmű.



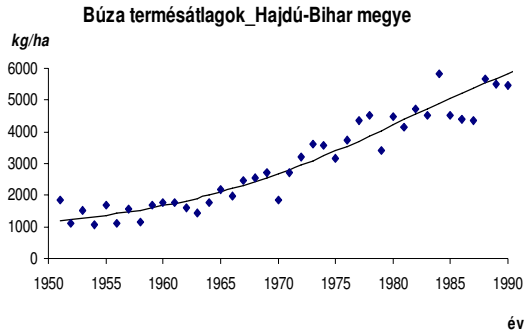
33. **Ábra.** Szubjektív eloszlásfüggvények a kukorica megyei aktualizált terméseredményeire 1951-1970-ig, 1961-1980-ig, 1971-1989-ig (kg/ha)



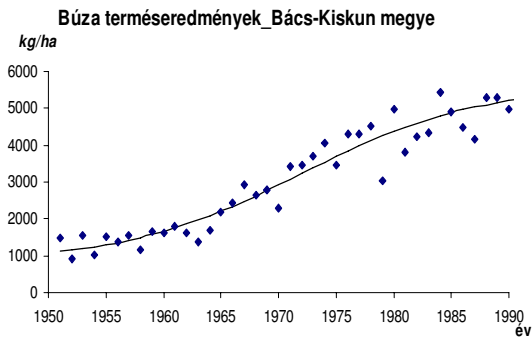
34. **Ábra.** Sztochasztikus hatásosság a kukorica megyei aktualizált terméseredményeire 1951-1970-ig, 1961-1980-ig, 1971-1989-ig (kg/ha)

3. A búza terméskockázatának vizsgálata Magyarország négy megyéjére (1951-1990)

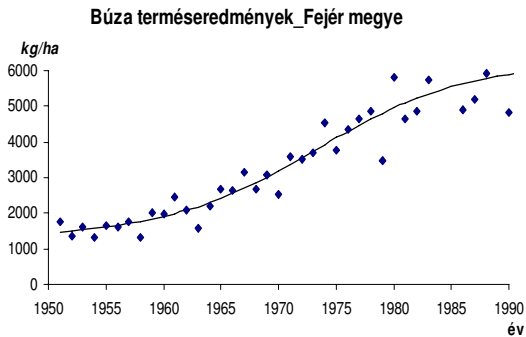
A terméseredmények regressziós közelítése



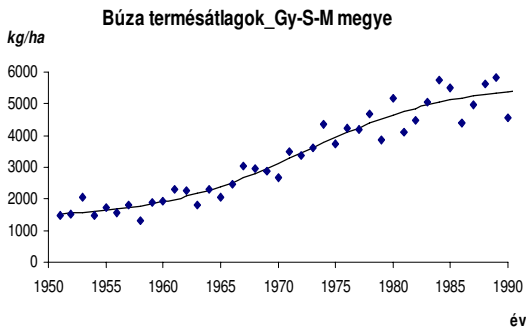
$$\begin{aligned} p_1 &= 796.85 \\ p_2 &= 8056.54 \\ p_3 &= 0.09 \\ p_4 &= 1981.24 \end{aligned}$$



$$\begin{aligned} p_1 &= 818.45 \\ p_2 &= 5630.15 \\ p_3 &= 0.13 \\ p_4 &= 1971.94 \end{aligned}$$



$$\begin{aligned} p_1 &= 1314.06 \\ p_2 &= 6269.35 \\ p_3 &= 0.15 \\ p_4 &= 1973.26 \end{aligned}$$



$$\begin{aligned} p_1 &= 1384.38 \\ p_2 &= 5652.46 \\ p_3 &= 0.16 \\ p_4 &= 1972.47 \end{aligned}$$

35. **Ábra.** Búza termésátlagok Magyarország négy megyéjére 1951-1990., illetve az azokra illesztett logisztikus görbe. Az ábrák mellé megadtuk a görbe paramétereit.

A 35. Ábrán a búza termésátlagokat látjuk 1951-1990-ig, illetve az azokra illesztett logisztikus regressziós görbét a megfelelő paraméterekkel.

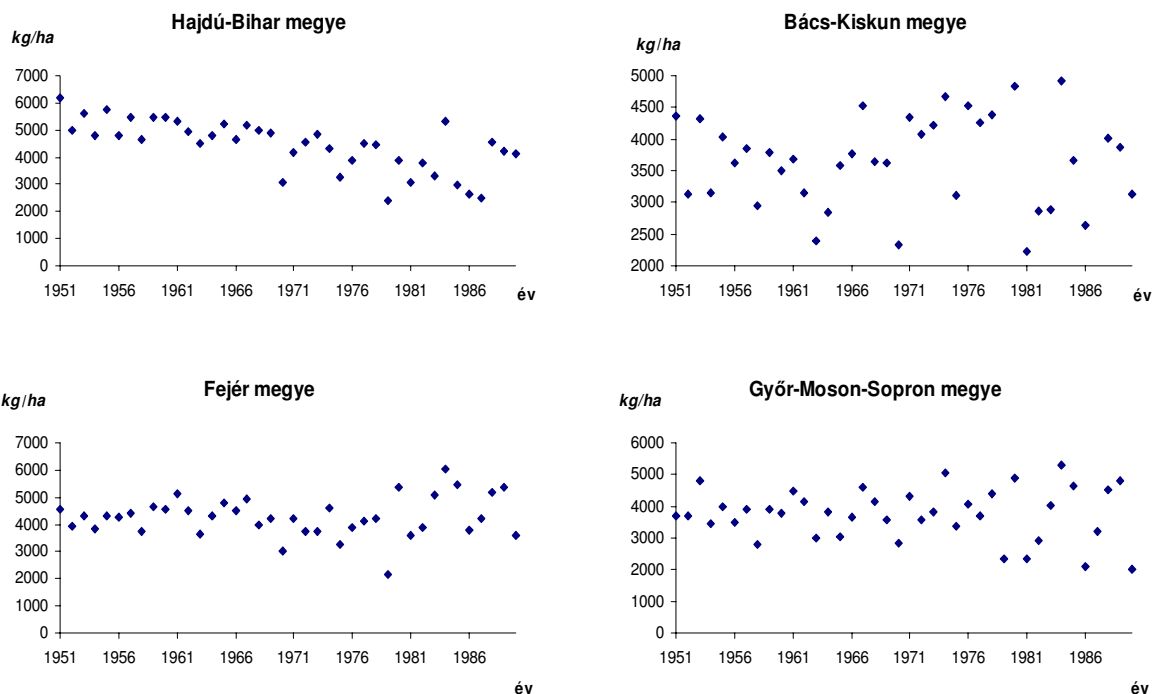
Az ábrákon láthatjuk, hogy a búza termesztésében a kukoricaéhoz hasonlóan logisztikus görbének megfelelő változások mentek végbe, bár ez a folyamat Hajdú-Bihar megyében korábbi fázisban tart.

A terméseredmények szóródásának növekedése itt is megfigyelhető a 80-as évek kezdetétől, különösen Bács-Kiskun és Fejér megyében. A szóródásnövekedés azonban nem olyan súlyos, mint a kukorica termesztésében.

Itt az 1979-es esztendő járt a legnagyobb termésvesztéssel, de ennek a kiesésnek a mértéke korántsem indokolta a vizsgálat csonkított adatokkal való megismétlését.

A Phyllips-módszerrel aktualizált adatok

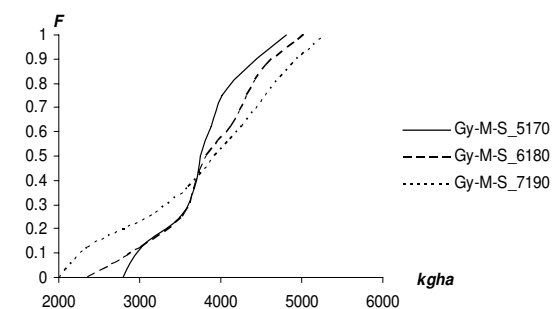
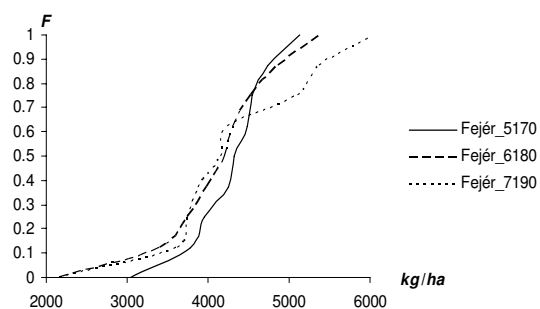
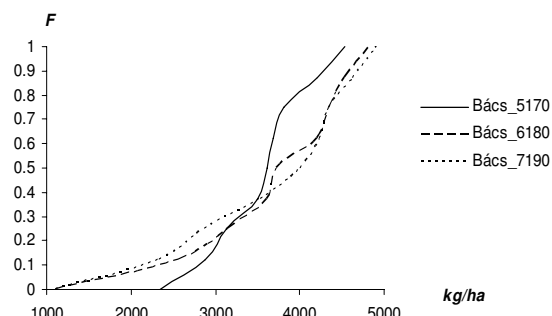
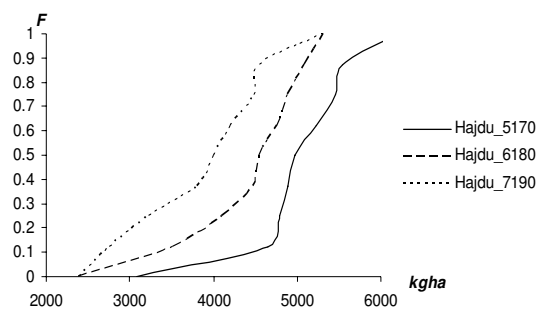
A 36. Ábrán az aktualizált adatokat láthatjuk. Megfigyelhetjük, hogy a búza termesztése során a termésmennyiség változékonysága különösen Bács-Kiskun és Győr-Moson-Sopron megyében volt súlyos. Ez alapján a termés bizonytalansága tehát a búza termesztésében is feltehetően növekedett.



36. Ábra. A Phyllips-módszerrel aktualizált megyei búza terméseredmény-adatok 1951-1990-ig (kg/ha)

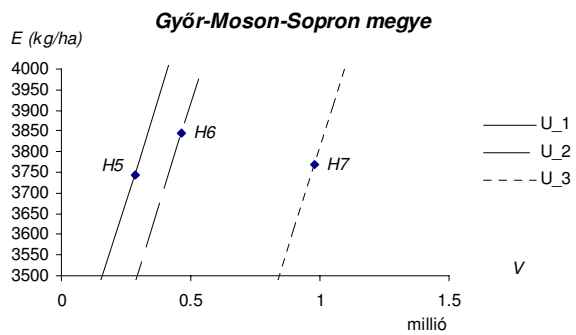
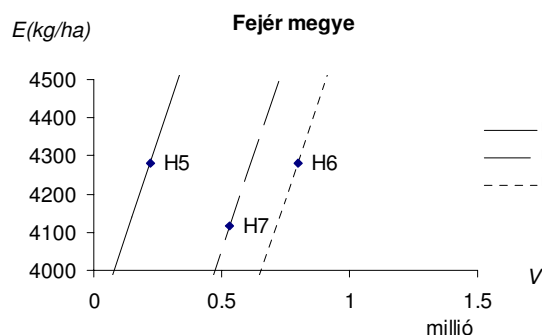
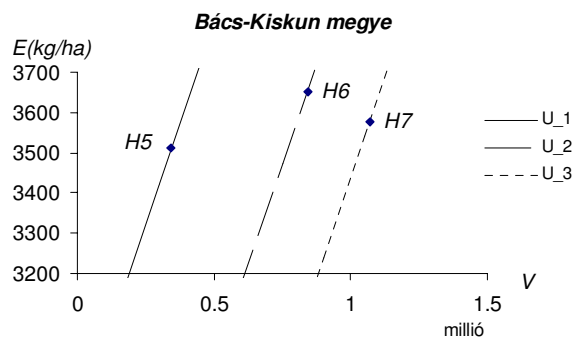
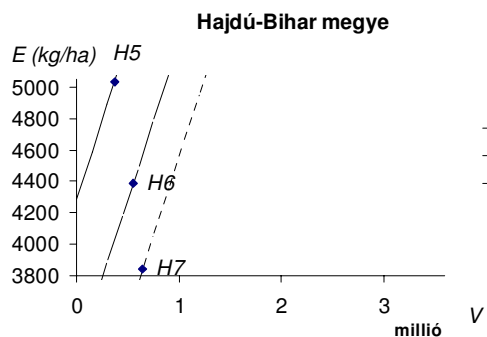
A hatásossági kritériumok

A 37. ábrán az aktualizált adatokból és szakértői becslések bevonásával készített szubjektív eloszlásfüggvényeket ábrázoltuk a búzára, négy megyére és a háromszor húsz évre.



37. Ábra. Szubjektív eloszlásfüggvények a búza megyei aktualizált terméseredményeire 1951-1970-ig, 1961-1980-ig, 1971-1990-ig (kg/ha)

Sztochasztikus dominancia, E, V - hatásosság és a hasznossági függvényen alapuló kritérium



38. Ábra. E, V - hatásosság és a hasznossági függvények szintgörbéi a búza termesztésére Magyarország négy megyéjére. H5=1951-1970-ig, H6=1961-1980-ig, H7=1971-1990-ig (bal oldali ábrák). Ugyanezek megismételve csökkentett adatsorral, az 1990-es évet elhagyva (jobb oldali ábrák)

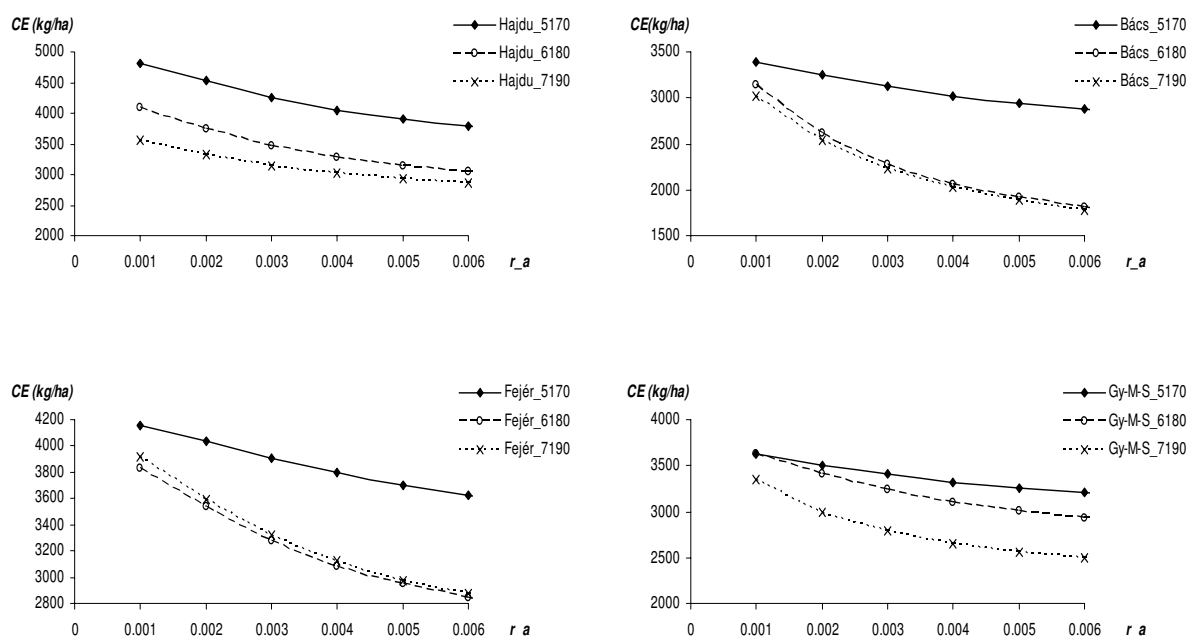
A búza termesztésénél a legegységesebb kockáztnövekedés Hajdú-Bihar megyében figyelhető meg, itt a szubjektív eloszlásfüggvények pontonkénti relációban vannak (37. Ábra). Ez az E, V -hatásossági ábrán is jól kivehető (38. Ábra), de ezzel a módszerrel a többi megyében a három-három időszak között ismét nem létesíthető teljes rendezés.

Ugyanezen az ábrán (38. Ábra) vizsgálhatjuk meg az $r_a = 0.004$ abszolút kockázati averzió értékhez tartozó

$$U_{CE} : V_i \mapsto U_{CE}(V_i) = CE + 0.5r_a V_i$$

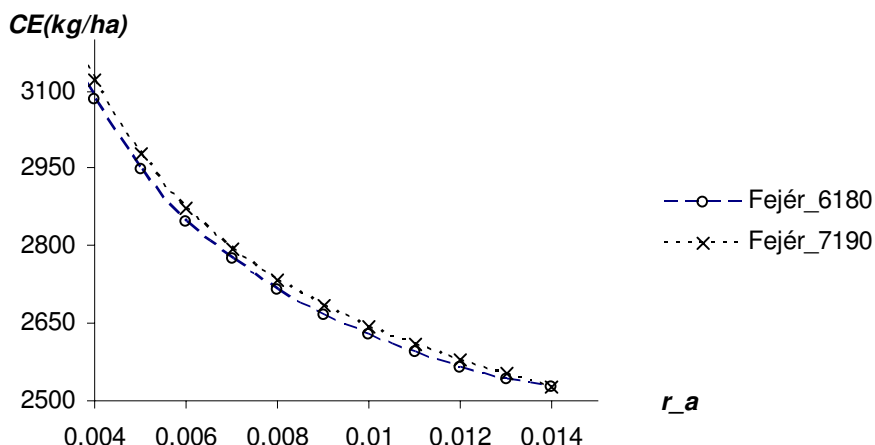
lineáris függvényeket három-három rögzített CE bizonyossági ellenértékre. A hasznossági függvényen alapuló kritérium Fejér megye kivételével minden megyében ugyanazt a sorrendet adja a háromszor húszéves időszorra, mely egyértelműen a kockázat növekedését igazolja ezekben a megyékben, bár csak erre az egy rögzített r_a értékre.

A sztochasztikus hatásosság



39. Ábra. Sztochasztikus hatásosság a búza megyei aktualizált terméseredményeire 1951-1970-ig, 1961-1980-ig, 1971-1990-ig (kg/ha)

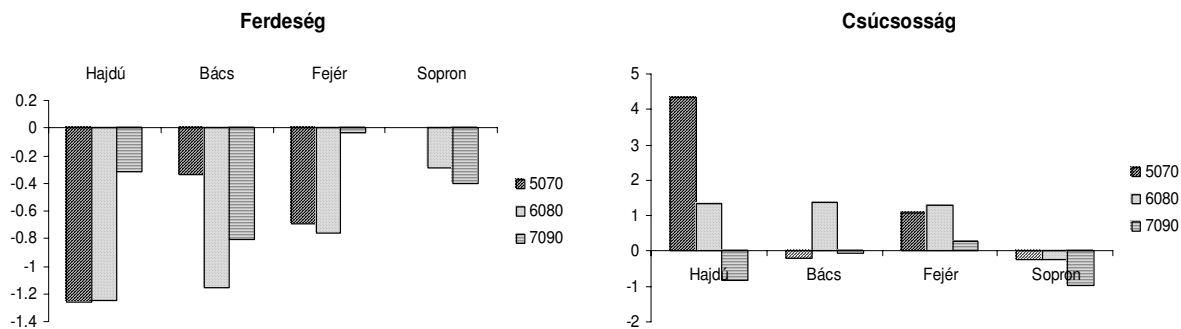
A 39. Ábrán látható, hogy a búza termesztésének kockázata a négy vizsgált megyéből háromban az 1951-70 és az 1961-80-as éveket összehasonlítva az r_a kockázati averzió nagyságától függetlenül növekedett. Ez a változás Fejér megyéről nem mondható el. Ott az 1951-70-ig terjedő időszaknál kockázatosabb volt az 1971-90-es, ámde a legmagasabb kockázattal e három között az 1961-80-as évek jártak. A sztochasztikus hatásossági görbét magasabb kockázati averzió esetén is ábrázoltuk (40. Ábra), ebből kiderül, hogy Fejér megyében az utolsó időszak kockázata csak $r_a > 0.014$ értékekre növekedett. A kockázat növekedésének mértéke az 1971-90-es évekre vonatkoztatva a kukoricánál megállapítottaktól eltérően csak Győr-Moson-Sopron megyében fokozódott, de itt sincs eltérés a kisebb és a nagyobb r_a kockázati averziós értékekre.



40. Ábra. Sztochasztikus hatásosság a búza Fejér megyei aktualizált terméseredményeire 1961-1980-ig, 1971-1990-ig (kg/ha)

Ha most még a ferdeséget és a csúcsosságot is megvizsgáljuk (41. Ábra), láthatjuk, hogy a fentiekkel összhangban a ferdeség csak Győr-Moson-Sopron megyében növekedett, a többi megyében inkább csökkent. Fejér megyében pedig, ahol a kockázat az utolsó időszakban még csökkent is valamelyest $r_a < 0.014$ esetén, az eloszlás majdnem szimmetrikussá vált.

A kukorica aktualizált terméseredményeinek eloszlása minden esetben pozitív csúcsosságú volt. A búza esetében a csúcsosság idővel csökkent, sok esetben negatív lett, azaz az eloszlások laposodtak. A különbséget röviden úgy fogalmazhatjuk meg, hogy a búza terméseredmények szórása és (egyben kockázata) lassan növekedett, mint egy olló, az értéktartomány egyenletesen szétnyílt, míg a kukorica esetében a változás váratlanul és súlyos extrémális értékekkel jelent meg.



41. Ábra. Szubjektív eloszlásfüggvények ferdesége és csúcsossága a búza megyei aktualizált terméseredményeire 1951-1970-ig, 1961-1980-ig 1971-1990-ig

D. Az új eredmények rövid áttekintése

Az alábbiakban röviden és tételesen összefoglaljuk az elért eredményeket.

A. Egy determinisztikus, diszkrét differenciaegyenlet-rendszeren alapuló agro-ökológiai táplálékhálózati rendszer populációdinamikai biomasszamodelljének felépítése és vizsgálata

- A napi középhőmérséklettől függő biológiai aktivitás, a predáció, a forrás és a versengés ábrázolása
- A fiziológiai és analitikus modell biológiai funkcióinak matematikai igazolása
- A modell értékelése
- Egy elméleti esettanulmány a modell szimulációs eredményei és az 1980-ban Debrecenben mért napi középhőmérsékleti adatok alapján
- Egy elméleti esettanulmány a modell ötéves időtartamú szimulációs eredményei és az 1980-84-ban Debrecenben mért napi középhőmérsékleti adatok alapján

B. Egy ökológiai rendszer egyes populációinak napi biomasszamennyisége, a napi időjárási adatok és a populációk fenológiai és más biológiai tulajdonságai alapján a populációk egyes fenofázisainak napi egyedszámának meghatározása

- Az aktivitási tényező fenológiától függő általánosítása
- A kumulált aktivitás fogalmának bevezetése
- A fenológiai változásokat reprezentáló karakterisztikus függvény bevezetése és simított típusú általánosítása
- A fenofázisonkénti egyedszám meghatározása
- A csipkésposloska várható fenológiai mintázatának meghatározása a klímaváltozási scenáriók tükrében
- Az imágók és lárvák levelenkénti átlagos számának modellbeli és tapasztalati eredményeinek összevetése
- A fenológiai modell további általánosításai (általánosított fenológia, általánosított karakterisztikus függvény, általánosított biomasszamodell, általánosított fenofázisonkénti egyedszámfüggvény)

C. A kukorica és búza terméskockázatának vizsgálata Magyarország négy megyéjére (1951-1990)

- A kockázat növekedésének igazolása elterjedtebb hatásossági kritériumok és a szakirodalomban a közelmúltban megjelent sztochasztikus hatásossági kritérium alapján

V. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A körülöttünk levő élőlényegyüttesek állapotai alapvetően meghatározzák mindennapi életünket, és az emberi tevékenység is jelentős – sokszor alapvető – hatással van azokra. Környezetünk mindenkori állapotának alapos ismerete nélkülözhetetlen a társadalmi szintű tevékenységeink koordinálásában. A bioszférát alkotó élőlényegyüttesek állapotának vizsgálata, az állapotváltozások nyomkövetése, értékelése és a mindezek mögött megbúvó hatótényezők kutatása (ok-okozati és korrelációs kapcsolatok feltárása), illetve a változások előrejelzése az emberi társadalom hosszútávú érdekei szempontjából a legfontosabb feladatok közé sorolható. Ezen ismeretek és adatok hiányában sem a különféle emberi tevékenységek körültekintő tervezése (előzetes hatásbecslés), sem mindezek utólagos hatásvizsgálata, értékelése nem képzelhető el. A mezőgazdasági termelés eredményessége jelentős mértékben függ attól, hogy a termesztett növények közelében milyen versengő vagy egymást segítő, illetve szimbiotikus kapcsolatban lévő élőlények, kórokozók, kártevők, illetve a szaporodást elősegítő rovarok, illetve mindezek természetes ellenségei milyen mennyiségben és arányban fordulnak elő. Éppen ezért a dolgozat legfontosabb célja, hogy a növényvédelmi és agronómiai kockázatokat meghatározó élőlényközösségek egészét elemezzük modellezési és kockázatelemzési módszerekkel. A modern növényvédelmi és integrált növénytermesztési tevékenységnek is jelentős részben ezen élőlényegyüttesek finom (környezettudatos és gazdaságos) szabályozásával kellene foglalkozni. Közismert, hogy a növénytermesztésre felhasználható termőterületek nem növelhetők tovább, sőt az út és vasúthálózat növekedése, urbanizáció és környezetszennyezés, valamint a helyenként jelentős talajerózió miatt folyamatosan csökkennek, ugyanakkor nyilvánvaló környezetvédelmi és egészségvédelmi okokból alkalmazhatatlanná válik egy sor vegyszeres növényvédelmi technológia.

Az integrált növénytermesztés gyakorlati megvalósításában előrelépés az oktatás, kutatás és a szaktanácsadás összehangolt fejlődésétől várható, amely csak az informatika egyre fejlődő eszközrendszerének felhasználásával képzelhető el. Az ilyen szakértői döntéstámogató rendszereknek fontos részét képezi a szimulációs módszerek és a mezőgazdasági folyamatok kockázatának elemzése. A növényvédelmi agrárinformatika mint interdiszciplináris tudomány a különböző szaktudományok eredményeire támaszkodva egységes keretbe foglalja a vizsgálandó objektum (esetünkben növénytermesztési–növényvédelmi rendszerek) összefüggéseit és ezek szintézisével támogatja a gyakorlati tevékenység mellett az oktató, valamint a kutató–fejlesztő munkát.

A mezőgazdasági és különösen a kertészeti termesztés technológiájával szemben az utóbbi időben olyan új (vagy részben újnak tűnő) követelmények egész sora merült fel, amelyek egyrészt egymással is látszólagos ellentétben állnak, másrészt amelyek együttes teljesítésére a jelenlegi gyakorlat egyelőre nem vagy alig képes. Mindezek a korábbinál is jobban rámutatnak a növénytermesztéssel és növényvédelemmel kapcsolatos kutatások és a gyakorlatban való szemléletváltás megnövekedett szükségletére. A legfontosabb követelmények röviden úgy foglalhatók össze, hogy a jövőben elsősorban olyan mezőgazdasági rendszerek kívánatosak, amelyek hosszútávon is hatékonyak, megbízható stabilitással rendelkeznek, környezeti ártalmakat nem eredményeznek, a külső ráfordításokat optimalizálják, jó minőségű egészséges termékeket állítanak elő, és minél kisebb befektetéssel a lehető legnagyobb hasznot hozzák. Korunk követelményeinek a növényvédelem területén az integrált növényvédelem technológiája próbál megfelelni. Az integrált növényvédelem eredményes alkalmazásához szükséges a konkrét élőlényközösség aktuális ökológiai állapotának ismerete, és a jelenleginél jóval nagyobb mértékben kell támaszkodni a növényvédelmi prognosztika eredményeire. A rendelkezésünkre álló, alapvetően populációdinamikai prognózis mellett (Benedek, 1974) kívánatos lenne egy, a közösség egészének állapotára vonatkozó közösség-ökológiai prognosztika megteremtése.

Az agro-ökológiai táplálékhálózati rendszer populációdinamikai biomasszamodelljét térbeli inhomogenitások esetén vizsgálta Horváth (2002). Eredményei igen jól hasznosíthatók a precíziós növénytermesztésben. Szintén a dolgozatban ismertetett biomasszamodelldre épül a többváltozós állapotsíkkészítések alkalmazása is (Horváth et al., 2003).

A dolgozatban már említettük, hogy megfelelő mennyiségű és minőségű adatok hiányában a modellek teljes értékelését nem állt módunkban elvégezni. Mivel mindkét modellünk kellően általános ahhoz, hogy segítségével számos Magyarországon élő egyszerű ökológiai rendszer viselkedése, illetve egy természetes

növény kártevő-populációinak fenológiai dinamikája szimulálható, ezért arra számítunk, hogy ilyen rendszerek monitorozása eredményeképpen születendő további adatok felhasználásával a modelleket a későbbiekben más rendszerekre is validálni és vizsgálni tudjuk.

A fenológiai modell alkalmazására elsősorban a növényvédelemben számíthatunk. Ha a hagyományos módszerekben gondolkodunk, akkor a modell segítségével egy adott időpontig ismert időjárási paraméterek birtokában sokkal pontosabban meghatározható az az optimális időpont, amikor a legérzékenyebb fenológiai fázis csúcspontja várható. Mivel a modell segítségével a biomassa/egyedszám becslést is elvégezhetjük, ezért a növényvédelemnek nemcsak a legmegfelelőbb időpontját (időpontjait), hanem az alkalmazott vegyszerek optimális mennyiségét is közelebbről meg tudjuk határozni. A biológiai védekezés módszere – bár még nem elterjedt hazánkban – mindkét modellünk együttes alkalmazásával szintén igen jól támogatható.

A *Magyar Mezőgazdasági Modellezők Műhelye* által felépített 4M modell elsősorban a talaj–növény fiziológiai kapcsolatát elemzi, a növény–kártevő kapcsolat leírását nem tartalmazza. Reményeink szerint modelljeink a szükséges átalakításokkal modulként a 4M-hez fűzhetőek.

Terveink között szerepel hosszabb, 20–40 éves idősorok vizsgálata is, illetve szimulált bemenő adatokkal történő hosszútávú előrejelzések készítése is. Ekkor egyéb, akár szezonálisan változó (a vegetációs időszakban sűrűbb, akár óránkénti, a téli hónapokban ritkább) lépésköz alkalmazása is indokolt lehet. A hosszútávú adatsorok vizsgálata folyamányaként az egyes rendszerek rövid- és hosszútávú stabilitásának összehasonlítására is lehetőség nyílik.

A valóságban természetesen ennél sokkal nagyobb és összetettebb táplálékhálózatokkal kell dolgoznunk, ezért céljaink között szerepel az ilyen nagy volumenű hálózatok kisebb, áttekinthetőbb modellekkel való leírása is. Ehhez egyrészt a nagyobb rendszerek sokváltozós módszerekkel való megfelelő strukturálására/egyszerűsítésére, illetve a modelljeink több szempontból való további általánosítására, egyes pontokon ugyanakkor specifikálására is szükség van.

A modellek sztochasztikus általánosítással olyan alakra hozhatóak, hogy annak segítségével a dolgozatban ismertetett kockázatelemző módszerekkel a modellezett növény–kártevő rendszerek kockázati aspektusainak részletes feltárása is lehetővé válik.

Kovács és Dunkel (1988) scenáriók előrejelzéseire alapozva vizsgálta a klímaváltozás várható következményeit Magyarország szántóföldjein a következő félszázadban. A téma kockázati aspektusainak elemzése az általunk ismertetett módszerrel további előrelépést jelentene.

A magyar mezőgazdaságnak ma kiemelt problémája a termőterületek eltérő lokális adottságából fakadó foltosodása, és ennek számos negatív következménye. A foltosodás természetesen az egész ökoszisztéma inhomogenitását okozhatja, illetve indikálhatja, ezért modellünk tervbe vett inhomogén térbeli további kiterjesztése ennek a problémának a vizsgálatát is elősegíthetné.

VI. ÖSSZEFOGLALÁS

A napjainkban már folyamatban lévő klímaváltozás általános mikéntjének és következményeinek alapelveiben többé-kevésbé egységesek a kutatók álláspontjai. Egy-egy kisebb, speciális régióra vonatkoztatva azonban a részletek már jelentős eltéréseket mutathatnak. Korunk sürgető feladata, hogy a klímaváltozással együtt élve egyrészt jól működő leíró-előrejelző rendszereket alkossunk, másrészt meghatározzuk a megváltozott körülményekre való optimális felkészülési-válaszadási stratégiákat. Dolgozatunkban e témában három, egymással összefüggésben álló feladat egy-egy megoldását mutatjuk be.

A. Egy agro-ökológiai táplálékhálózati rendszer populációdinamikai biomasszamodellje

A környezetvédelem és az optimális gazdálkodás összehangolása céljából a növény-időjárás-kártevő rendszert, mint komplex ökoszisztémát vizsgáltuk. Ezzel összhangban egy egyszerűsített táplálékhálózatnak egy olyan szezonális populációdinamikai modelljét fejlesztettük ki, amelyben a teljes agro-ökoszisztémára gyakorolt külső hatásokat és a populációk közötti kölcsönhatásokat is vizsgálni tudjuk. Biomassza alapú modellünkben elsősorban az időjárás szezonális mintázatát, valamint a rendszerben rejlő biotikus kölcsönhatásokat kívántuk figyelembe venni. Az analitikus rendszert napi léptékű determinisztikus differenciaegyenlet-rendszer segítségével írjuk fel.

B. Fenológiai modell

A növénytermesztés jövőjének kutatása egyszerre kívánja meg az egyre specifikusabb és az általános modellek tervezését, illetve azok alkalmazható formában való megalkotását. A kártevő-populációk, illetve a kártevők fejlődésmenetének (fenológiájának) térbeli és időbeli dinamikus modellezésének intenzív kutatása a precíziós növényvédelem egyik kulcsfontosságú elemévé válhat. Második modellünk segítségével egy ökológiai rendszer egyes populációinak napi biomasszamennyisége, a napi időjárási adatok és a populációk fenológiai és más biológiai tulajdonságai alapján a populációk egyes fenofázisainak napi egyedszámát határozzuk meg. A szimulációs modell paramétereit négy budapesti csipkéspoloska-populáció (*Corythuca ciliata*) adataival kalibráltuk. A nemzetközileg legáltalánosabban elfogadott időjárási scenáriók alapján vizsgáljuk a klímaváltozásnak a rovarpopulációkra gyakorolt hatását is.

C. A kukorica- és búzatermesztés kockázatának vizsgálata

A kockázatot több szempontból lehet megközelíteni, attól függően, hogy milyen a kockázatban résztvevő személy szerepe a kockázatban. A kockázatelemző szakembereknek ma az a feladata, hogy az információs és elektronikus lehetőségeket, a tudományos kutatási eredményeket és a fejlett technológiák által nyújtott előnyöket kiaknázva meggyorsítsák a döntéstámogatás alkalmazásának elterjedését, és kialakítsák a tanácsadás könnyen hozzáférhető rendszerét.

A kockázatelemzés és a matematikai modellezés szoros összefüggését felismerve munkánk harmadik részében igazoljuk, hogy Magyarországon a kukorica- és búzatermesztés kockázata az 1950-től 1990-ig terjedő időszakban a döntéshozónak a kockázatvállaláshoz való viszonyától (*risk aversion*) majdnem teljesen függetlenül emelkedett, egyes helyeken jelentősen, továbbá, hogy a kockázatnövekedés üteme helyenként gyorsult is.

A dolgozatban az új eredmények bemutatásán kívül a témában igen szerteágazó, Magyarországon még kevésbé elterjedt és a kutatás során sokat használt szakmai háttérrel is megfelelő részletességgel közöljük.

SUMMARY

The points of views about the general way and consequences of the climate change in progress are based more or less on the same principles. The details concerning smaller, special regions, however, can be quite different. While living under changing climate conditions, one of our most urgent tasks is to create well-designed descriptive–forecasting systems, as well as to define the optimal preparing and response strategies to the conditions in change. In the thesis the solutions of three problems in connected fields are given.

A. A population-dynamical biomass model of an agro-ecological food-web system

While considering the protection of environment according to the optimal economical management the plant–weather–pest system is investigated as a complex agro-ecosystem. A seasonal population-dynamical model of a simplified agro-ecological food-web system has been improved in such way, that the external effects on the whole agro-ecosystem, together with the interactions between the populations of the system can be examined. With the help of the biomass model the seasonal pattern of climate, as well as the biotic interactions between the populations are considered. The analytical model is structured by a deterministic difference equation system with daily steps.

B. The phenology model

During the research of the future of plant production and protection more and more specific and, at the same time, more and more general models are required to be found out and created in well-applicable form. The intensive research of the spatial-temporal dynamical models of pest populations and phenology can be a key element of the precision plant protection. By our second model, the daily numbers of individuals of the different phenophases of a population are defined, based on the daily biomass data of the populations, on the daily climate data, as well as on the characteristic data of the phenology and other biological property of the populations. The parameters of the simulation model have been calibrated by the data of four Sycamore lace bug (*Corythuca ciliata*) populations living in Budapest. The effect of the climate change on the Sycamore lace bug populations has also been investigated, by the most widely accepted climate scenarios.

C. The investigation of the risk of corn and wheat production in Hungary

Risk can be considered from several aspects of view depending on the role of the decision maker in the risky prospect. One of the most important tasks of the researchers in risk analysis is, to help the application of decision support systems and develop easy-available advisory systems with the help of information and electronic technology and theoretical results.

In the third part of the thesis it is proved that the risk of corn and wheat production in Hungary between 1950 and 1990 has been increased, partly independently to the risk aversion of the decision maker. In some region, moreover, the increase is quite high and became even quicker.

In addition to the new results, the mostly applied, rather wide scientific background of the research, which is not generally spread in Hungary, is introduced in a properly detailed way.

IRODALOMJEGYZÉK

- [1] Acock, B. and Trent, A. (1991) The soybean crop simulator, GLYCIM: documentation for the modular version 91. Department of Plant, Soil and Entomological Sciences, University of Idaho, Moscow, Idaho, 242 p.
- [2] Acock, B., Mironenko, E. V., Pachepsky, Ya. A and Reddy, V. R. (1998) GUICS: Graphical user interface for crop simulations with Windows 95. Version 1.7. User's manual. USDA-ARS, Remote Sensing and Modeling Lab., Beltsville, Univ. of Maryland 73 p.
- [3] Adams, B.M., Banks, H.T., Banks, J.E. and Stark, J.D. (2005) Population dynamics models in plant–insect herbivore–pesticide interactions. *Mathematical Biosciences*, 196(1), pp. 39-64.
- [4] Agarwal, R., Bohner, M., O'Regan, D. and Peterson, A. (2002) Dynamic equations on time scales: a survey. *Journal of Computational and Applied Mathematics*, 141(1-2), pp. 1-26.
- [5] Aggarwal, P.K., Banerjee, B., Daryaei, M. G., Bhatia, A., Bala, A., Rani, S., Chander, S., Pathak, H. and Kalra, N. (2005) InfoCrop: A dynamic simulation model for the assessment of crop yields, losses due to pests, and environmental impact of agro-ecosystems in tropical environments. II. Performance of the model *Agricultural Systems*, In Press.
- [6] Alagarsamy, G. and Ritchie, J. T. (1990) Phasic development in CERES Sorghum model: T. Hodges Ed. *Predicting Crop Phenology*. CRC Press, Boca Raton, FL. pp. 143-149.
- [7] Allee W. C., Emerson, A. E., Park, O., Park, T. and Schmidt, K. P. (1949) *Principles of Animal Ecology*. W. B. Saunders Co., Philadelphia and London
- [8] Allee, W. C. (1911) Seasonal Succession in Old Forest Ponds. *Tr. Ill. Acad. Sc.* 4, pp. 126-131.
- [9] Allee, W. C. (1932) *Animal Life and Social Growth*. Williams & Wilkins, Baltimore-McGraw-Hill, New York.
- [10] Anderson, J. R. and Hardaker, J. B. (2003) Risk Aversion in Economic Decision Making: Pragmatic Guides for Consistent Choice by Natural Resource Managers. In: Wesseler, J., Weikard, H-P. and Weaver, R. (eds) *Risk and Uncertainty in Environmental and Natural Resource Economics*. Edward Elgar, Cheltenham, pp. 171-188.
- [11] Anderson, J. R., Dillon J. L. (1992) *Risk Analysis in Dryland Farming Systems*. Farming Systems Management Series No. 2, FAO, Rome
- [12] Anderson, J. R., Dillon, J. L. and Hardaker, J. B. (1977) *Agricultural Decision Analysis*. Iowa State University Press, Ames
- [13] Anderson, M. C. (1964) Light relations of terrestrial plant communities and their measurement. *Biol. Rev.* 39. pp. 425-486.
- [14] Anderson, M. C. (1971) Radiation and crop structures. In: *Plant photosynthetic production. Manual of methods*. Z. Sestak, J. Catsky, P. G. Jarvis (eds) pp. 412-466.
- [15] Anderson, M. C. and Miller, E. E. (1974) Forest cover as a solar camera: Penumbral effects in plant canopies. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 11. pp. 691–697.
- [16] Antonovics, J. and Ford, H. (1972) Criteria for the validation or invalidation of the competitive exclusion principle. *Nature* 237, pp. 406-8.
- [17] Arnaldo, P. S. and Torres, L. M. (2005) Spatial distribution and sampling of *Thaumetopoea pityocampa* (Lep. Thaumetopoeidae) populations on *Pinus pinaster* Ait. in Montesinho, N. Portugal. *Forest Ecology and Management*, 210(1-3), pp. 1-7.

- [18] Arrow, K. J. (1963) *Social Choice and Individual Values*, 2nd edn. Wiley, New York
- [19] Assem, J. and Ford, H. (1972) criteria for the validation or invalidation of the competitive exclusion principle. *Nature*, 237. pp. 406-8.
- [20] Aukema, B. H. Werner, R. A., Haberkern, K. E., Illman, B. L. Clayton, M. K. and Raffa, K. F. (2005) Quantifying sources of variation in the frequency of fungi associated with spruce beetles: Implications for hypothesis testing and sampling methodology in bark beetle–symbiont relationships. *Forest Ecology and Management*, 217(2-3), pp. 187-202.
- [21] Ayala, F. J. (1969) Experimental invalidation of the principle of competitive exclusion. *Nature* 224, pp. 1076-9.
- [22] Ayres, M. P. and Lombardero, M. J. (2000) Assessing the consequences of global change for forest disturbance from herbivores and pathogens. *The Science of The Total Environment*, Vol. 262, 3. pp. 263-286.
- [23] Baethgen, W. E. and Magrin, G. O. (2000) Applying Climate Forecasts in the Agricultural Sector of South America. In: *Proc. of the Int. Forum on Climate Prot., Agricult. and Devel., IRI palisades, N. Y.* pp. 38-44.
- [24] Bánkövi, Gy., Harnos, A., Harnos, Zs., Ladányi, M. and Veliczky, J. (1991) Adaptív terméselőrejelzés. In: *Az alkalmazkodó mezőgazdaság rendszere*. KÉE, Budapest, Hungary, pp. 42-51.
- [25] Baráth, Cs., Györfly, B., Harnos, Zs. (1993) *Aszály 1983*, KÉE Matematika Tsz. Budapest.
- [26] Barclay, H. J. (1987) Models of sterile insect releases for populations under attack by parasitoids. *Ecological Modelling*, 36(3-4), pp. 155-169.
- [27] Bárdossy, Gy. and Fodor, J. (2004) *Auswertung Ungewißheiten und Gefahren in der Geologie*. Springer-Verlag, 226 pp. [ISBN 3-540-20622-1]
- [28] Barrow, E. M. (1993): Scenarios of climate change for the European Community, *European Journal of Agronomy*, 2(4) pp. 247-260.
- [29] Barrow, E. M., Hulme, M. (1996a): Changing probabilities of daily temperature extremes in the UK related to future global warming and changes in climate variability. *Climate Research*, 6, pp. 21-31.
- [30] Barrow, E. M., Hulme, M. (1996b): Construction of scenarios of climate change and climatic variability: Development of climate change scenarios at a range of scales. In: Harrison P. A., Butterfield R. E., Downing T. E. (eds): *Climate Change, Climatic Variability and Agriculture in Europe. An Integrated Assessment. Annual Report 1996*. Oxford: Environmental Change Institute, University of Oxford. pp. 13-18.
- [31] Barry, P. J. (1984) *Risk Management in Agriculture*. Iowa State University Press, Ames
- [32] Bartlett, M. S. (1966) *An Introduction to Stochastic Processes* (2nd ed.). London: Cambridge University Press
- [33] Bavel, van, C. H. M., Ahmed, J., Bhuijan, S. I., Hiler, E. A. Smajstria, A. G. (1973) Dynamic simulation of automated subsurface irrigation systems. *Trans. ASAE* 16(6) pp. 1095-1099.
- [34] Bazykin, A. D., Berezovskaya, F. S., Isaev, A. S. and Khlebopros, R. G. (1997) Dynamics of Forest Insect Density: Bifurcation Approach. *Journal of Theoretical Biology*, 186(3), pp. 267-278.
- [35] Belcher, K. W., Boehm, M. M. and Fulton, M. E. (2004) Agroecosystem sustainability: a system simulation model approach, *Agr. Syst.*, 79(2) pp. 225-241.
- [36] Bell, D. E. (1988) One Switch Utility Functions and measure of Risk. *Management science* 34, pp. 1416-1434.

- [37] Bencze, Sz., Veisz, O., Janda, T., Bedő, Z. (2000): Effects of elevated CO₂ level and N and P supplies on two winter wheat varieties in the early developmental stage. *Cereal Research Communication*, 28(1-2) pp. 123-130.
- [38] Benedek, P. (Ed) (1974) *Növényvédelmi előrejelzés*, Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- [39] Bianchi, F. J. J. A. and Werf, van der W. (2004) Model evaluation of the function of prey in non-crop habitats for biological control by ladybeetles in agricultural landscapes. *Ecological Modelling*, 171(1-2), pp. 177-193.
- [40] Bíró, J. and Hufnagel, L. (2001) Bioindikáció Heteroptera közösségek alapján a Balaton vízrendszerében. *Hidrológiai Közlöny* 81(5-6), pp. 339-341.
- [41] Brakefield, P. M. (1987) Industrial melanism: Do we have the answers? *Trends in Ecology & Evolution*, 2(5), pp. 117-122.
- [42] Brandts, W. A. M., Longtin, A. and Trainor, L. E. H. (2001) Two-category Model of Task Allocation with Application to Ant Societies. *Bulletin of Mathematical Biology*, 63(6), pp. 1125-1161.
- [43] Brouwer, R. (1965) Root growth of grasses and cereals. In: Milthorpe F. L, Ivins J. D. (eds) *The growth of cereals and grasses*. London (UK): Buttersworths. pp. 153-166.
- [44] Brown, J. L. (1969) Territorial behaviour and population regulation in birds. A review and re-evaluation. *Wilson Bull.* 81,293-329.
- [45] Brown, L. G., McClendon, R. W. and Akbay, K. S. (1990) Goal programming for estimating initial influx of insect pests. *Agricultural Systems*, 34(4), pp. 337-348.
- [46] Buxton, P. A. (2004) The effect of climatic conditions upon populations of insects. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, Vol. 26, pp. 325-356.
- [47] Cabezas, H., Pawlowski, C. W., Mayer, A. L. and Hoagland, N. T. (2005a) Simulated experiments with complex sustainable systems: Ecology and technology. *Resources, Conservation and Recycling*, 44(3), pp. 279-291.
- [48] Cabezas, H., Pawlowski, C. W., Mayer, A. L. and Hoagland, N. T. (2005b) Sustainable systems theory: ecological and other aspects. *Journal of Cleaner Production*, 13(5), pp. 455-467.
- [49] Caldeira, C. P. and Pinto, P. A. (1998) Linking DSSAT V3 to a relational database: the AGROSYS--DSSAT interface, *Computers And Electronics In Agriculture* (21)1 (1998) pp. 69.
- [50] Camilo, G. R. and Willig, M. R. (1995) Dynamics of a food chain model from an arthropod-dominated lotic community. *Ecological Modelling*, 79(1-3), pp. 121-129.
- [51] Cannell, M. G. R., Grace, J. R., Booth, A. (1989): Possible impacts of climatic warming on trees and forests in the United Kingdom: A review. *Forestry* 62, pp. 337-404.
- [52] Carruthers, R. I., Whitfield, G. H. Tummala, R. L. and Haynes, D. L. (1986) A systems approach to research and simulation of insect pest dynamics in the onion agro-ecosystem. *Ecological Modelling*, 33(2-4), pp. 101-121.
- [53] Carter, T. R., Saarikko, R. A., Niemi, K. J., Carter, T. R. (1996): Assessing the risks and uncertainties of regional crop potential under a changing climate in Finland. *Global climate change and agriculture in the North. Proceedings of an international symposium, Helsinki, Finland, 16-17 November 1995. Agricultural and Food Science in Finland.* 5(3) pp. 329-350.
- [54] Castañera, M. B., Aparicio, J. P. and Gürtler, R. E. (2003) A stage-structured stochastic model of the population dynamics of *Triatoma infestans*, the main vector of Chagas disease. *Ecological Modelling*, 162(1-2), pp. 33-53.

- [55] Cavalieri, L. F. and Koçak, H. (1994) Chaos in Biological Control Systems. *Journal of Theoretical Biology*, 169(2), pp. 179-187.
- [56] Cavalieri, L. F. and Koçak, H. (1995) Chaos: A potential problem in the biological control of insect pests. *Mathematical Biosciences*, 127(1), pp. 1-17.
- [57] Cavalieri, L. F. and Koçak, H. (1999) Comparative Dynamics of Three Models for Host-parasitoid Interactions in a Patchy Environment. *Bulletin of Mathematical Biology*, 61(1), pp. 141-155.
- [58] Chambers, R. G. and Quiggin, J. (2001) *Uncertainty, Production, Choice and Agency: The State-Continent Approach*. Cambridge University Press
- [59] Clark, W. C., Jones, D. D. and Holling, C. S. (1979) Lessons for ecological policy design: A case study of ecosystem management. *Ecological Modelling*, 7(1), pp. 1-53.
- [60] Clemen, R. T. (1996) *Making Hard Decisions: An Introduction to Decision Analysis*, 2nd edn. Duxbury Press, Belmont, California
- [61] Clements, F. E. (1916) *Plant Succession: An Analysis of the Development of Vegetation*. Publ. Carnegie Inst. Washington, 242, pp. 1-512.
- [62] Clements, F. E. (1928) *Plant Succession and Indicators; A Definitive Edition of Plant Succession and Plant Indicators*. Wilson, New York.
- [63] Connell, J. H. (1970) On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and rain forest trees. In: *Proc. Adv. Study Inst. Dynamics Popul. (Oosterbeek)* (eds. P. J. den Boer and G. R. Gradwell)
- [64] Coops, N. C. Waring, R. H. and Law, B. E. (2005) Assessing the past and future distribution and productivity of ponderosa pine in the Pacific Northwest using a process model, 3-PG. *Ecological Modelling*, Vol.183, 1. pp. 107-124.
- [65] Cooter, E. J. (1990) The impact of climate change on continuous corn production in the southern U.S.A. *Climate change*, pp. 16, 53-82.
- [66] Cooter, T. R., Parry, M. L. and Porter, J. H. (1991) Climatic change and future agroclimatic potential of Europe. *Int. J. of Climate*. Vol. II, pp. 251-269.
- [67] Crookston, N. L. and Dixon, G. E. (2005) The forest vegetation simulator: A review of its structure, content, and applications. *Computers and Electronics in Agriculture*, Vol.49, 1. pp. 60-80.
- [68] Cselótei, L., Harnos, Zs. (eds) (1994): *Éghajlat, időjárás, aszály. I. Az időjárás változékonysága és hidrológiai vonatkozásai*. Budapest: AKAPRINT. 129 p.
- [69] Csörgits, G. and Hufnagel, L. (2000) Heteroptera és Odonata fajegyüttesek a Nyéki-Holt-Duna hínár állományaiban. *Hidrológiai Közlöny* 80(5-6), pp. 291-294.
- [70] Csörgits, G. and Hufnagel, L. (2000) Heteroptera fajegyüttesek a Dunán. *Hidrológiai Közlöny* 80(5-6), pp. 288-290.
- [71] Cure, J. D., Acock, B. (1985): Crop responses to carbon dioxide doubling: a literature survey. *Agricultural and Forest Meteorology* 38, pp. 127-145.
- [72] Curry, R. H., Haker, C. H. and Streeter, J. C. (1975) SOYMOD I, A dynamic simulator of soybean growth and development. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.*, 18: pp. 963-968.
- [73] Cushing, J. M., Dennis, B., Desharnais, R. A. and Costantino, R. F. (1996) An interdisciplinary approach to understanding nonlinear ecological dynamics. *Ecological Modelling*, 92(2-3), pp. 111-119.
- [74] Decker, W. L. and Achuteni, V. R. (1988) The use of statistical climate-crop models for simulating yield to project the impacts of CO₂ induced climatic change. TRO-43, DOE/er/ 60 444-HI.2U.S. Dept. of Energy Washington D.C., 42 p.
- [75] Dhakhwa, G. B. (1991) *Crop simulation in an enriched CO₂ environment*. Ph.D. Dissertation. University Missouri-Columbia, Mo. 156 p.

- [76] Dhakhwa, G. B., Decker, W. L. and Achuteni, V. R. (1990) Simulation of the maize yield under enriched CO₂ concentrations using general circulation model scenarios. Proc. Int. Symp. of climate risk in crop production, Brisbane, Australia.
- [77] Di Pasquale, C. and Jacobi, C. M. (1998) Dynamics of pollination: A model of insect-mediated pollen transfer in self-incompatible plants. *Ecological Modelling*, 109(1), pp. 25-34.
- [78] Diekkrueger, B., Soendgerath, D., Kersebaum, K. C. and McVoy, C. W. (1995) Validation of agroecosystem models. A comparison of results of different models applied to the same data set, *Ecol. Model.*, 81, pp. 3-30.
- [79] Dillon, J. L. (1971) An Expository Review of Bernoullian Decision Theory: Is Utility Futility? *Review of Marketing and Agricultural Economics* 39, pp. 3-80.
- [80] Dobi-Wantuch, I. (1997) Analysis and Simulation of Daily Meteorological Time Series, Proc. of the Workshop on Statistics at Universities: Its Impact for Society, Eötvös University Press, Budapest.
- [81] Dobos, M. K. (1978) A Markov-lác modell alkalmazása az átlaghozamok vizsgálatára és előrejelzésére. *Gazdálkodás* 3.
- [82] Dostálková, I., Kindlmann, P. and Dixon, A. G. (2002) Are Classical Predator–Prey Models Relevant to the Real World? *Journal of Theoretical Biology*, 218(3), pp. 323-330.
- [83] Drimba, P. (1997) A műtrágyázás hatásának értékelése a kukoricatermesztésben kockázatelemzéssel. *Növénytermelés*, 46/6. pp. 617-629.
- [84] Drimba, P. (1998) A növényszám hatásának értékelése a kukoricatermesztésben kockázatelemzéssel. *Növénytermelés*, 47/5. pp. 547-558.
- [85] Drimba, P. and Nagy, J. (1997) Kukoricahibridekkel végzett kockázatvizsgálat eredményei. *Növénytermelés*, 46/5. pp. 487-499.
- [86] Drimba, P. and Nagy, J. (2000) Kukoricahibridek termesztési arányának meghatározása a hozam kockázatának csökkentése érdekében. *Növénytermelés*, 49/1-2. pp. 89-94.
- [87] Drimba, P., Nagy, J. (1998) A talajművelés hatásának eredményei a kukoricatermesztésben a kockázat figyelembevételével. *Növénytermelés*, 47/1. pp. 59-71.
- [88] Drynan, R. G. (1986) A Note on Optimal Rules for Stochastic Efficiency Analysis. *Australian Journal of Agricultural Economics* 30, pp. 53-62.
- [89] Dyck, M. van (1999) Keyword Reference Guide for the Forest Vegetation Simulator. WO-TM Service Center, USDA Forest Service. Fort Collins, CO. September 1, 1996. 134 p.
- [90] Edwards, W. (ed.) (1992) *Utility Theories: Measurements and Applications*. Kluwer, Boston, Mass.
- [91] Elton, C. S. (1927) *Animal Ecology*, Sidgwick and Jackson, London
- [92] Elton, C. S. (1958) *The Ecology of Invasion by Animals and Plants*. London: Methuen.
- [93] Fackler, P. L. (1991) Modeling Interdependencies: an Approach to Simulation and Elicitation. *American Journal of Agricultural Economics* 73, pp. 1091-1098.
- [94] Farquahar, P. H. and Nakamura, Y. (1987) Constant Exchange Risk properties. *Operations Research* 35, pp. 206-214.
- [95] Ferenczy, A., Hufnagel, L., Pécs, M. and Mészáros, Z. (1999) Biodiverzitás monitorozás a növényvédelmi fénycsapdahálózat adatai alapján. 5. Magyar Biometriai és Biomatematikai Konferencia, BDTF, Szombathely, pp. 79–80.
- [96] Ferguson, A. W., Klukowski, Z., Walczak, B., Clark, S. J. Mugglestone, M- A., Perry, J. N. and Williams, I. H. (2003) Spatial distribution of pest insects in oilseed rape:

- implications for integrated pest management. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 95(2-3), pp. 509-521.
- [97] Fischer, R. A., Corbett, A. S. and Williams C. B. (1943) The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *J. Anim. Ecol.* 12, pp. 42-58.
- [98] Fishburn, P. C. (1964) *Decision and Value Theory*. New York, Wiley
- [99] Fitt, G. P., Dillon, M. L. and Hamilton, J. G. (1995) Spatial dynamics of *Helicoverpa* populations in Australia: simulation modelling and empirical studies of adult movement. *Computers and Electronics in Agriculture*, 13(2), pp. 177-192.
- [100] Fleming, R. A., Barclay, H. L. and Candau J.-N. (2002) Scaling-up an autoregressive time-series model (of spruce budworm population dynamics) changes its qualitative behaviour. *Ecological Modelling*, 149(1-2), pp. 127-142.
- [101] Flinn, P. W., Hagstrum, D. W., Reed, C. and Phillips, T. W. (2004) Simulation model of *Rhyzopertha dominica* population dynamics in concrete grain bins. *Journal of Stored Products Research*, 40(1), pp. 39-45.
- [102] Flynn, D. F. B., Sudderth, E. A. and Bazzaz, F. A. (2005) Effects of aphid herbivory on biomass and leaf-level physiology of *Solanum dulcamara* under elevated temperature and CO₂. *Environmental and Experimental Botany* (in press).
- [103] Fodor, N., Kovács, G. J. and Ritchie, J. T. (2000) A New Solar Radiation Generator for Hungary. Poster. ASA-CSA-SSSA, Annual Meetings. Nov. 5-9, 2000 Minneapolis, 23 p.
- [104] Fodor, N., Kovács, G. J. (2003) Sensitivity of 4M maize model to inaccuracy of weather and soil input data. *Applied Ecology and Environmental Research*, 1 (1-2) pp. 75-85.
- [105] Fodor, N., Kovács, G. J. (2005) Sensitivity of crop models to the inaccuracy of meteorological observations. *Physics and Chemistry of the Earth. Special issue: Agrometeorology*. Ed. Dunkel, Z. Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands. Vol 30/1-3 pp. 53-58.
- [106] Fodor, N., Máthéné-Gáspár, G., Pokovai, K., Kovács, G. J. (2002): 4M - software package for modelling cropping systems. *European J. of Agr.* Vol 18/3-4 pp. 389-393.
- [107] Fodor, N., Sulyok, D., Nagy, J. and Kovács, G. J. (2004) Economic modelling based on 4M, ESA, Koppenhága.
- [108] Fretwell, S. D. and Lucas, H. L. (1969) On territorial behaviour and other factors influencing habitat distribution in birds. I. Theoretical development. *Acta Biotheoretica* 19, pp. 16-36.
- [109] Fuhrer, J. (2003) Agroecosystem responses to combinations of elevated CO₂, ozone, and global climate change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol.97, 1-3. pp 1-20.
- [110] Gaál, M. (1997a) Az informatika eszközeinek felhasználása a kertészetben. *Új Kertgazdaság*, 1997(4), pp. 54-57.
- [111] Gaál, M. (1997b) Az informatika alkalmazási lehetőségei a zöldségtermesztésben. MTA kandidátusi értekezés, Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem, Budapest.
- [112] Gaál, M. (1998) Ökológiai alapú szaktanácsadási információs rendszer. *Gazdálkodás*, 42(1), pp. 50-57.
- [113] Gaál, M. and Hufnagel, L. (2001) Combination of Multivariate Methods and Graphical Database Management in Service of Ecological Monitoring. 3rd EFITA 2001(1), agro Montpellier ENSA, Montpellier, pp. 285-290.
- [114] Gadowski, A. M. (1995) Decision Making in Emergency Management: Model for Intelligent Decision Support System. ENEA's ERG-ING-TISPI Contract Report.
- [115] Gause, G. F. (1934) *The Struggle for Existence*. Baltimore: Williams and Wilkins.

- [116] Gawith, M., Porter, J. R. (1996): Modelling the occurrence of agriculturally significant extreme climatic events, Literature review on extreme temperature limits for wheat. In: Harrison P. A., Butterfield R. E., Downing T. E. (eds): *Climate Change, Climatic Variability and Agriculture in Europe. An Integrated Assessment. Annual Report 1996.* Oxford: Environmental Change Institute, University of Oxford. pp. 59-67.
- [117] Gerenday, Á., Harnos, Zs., Racskó, P., Szalay, E., Szenteleky, K. (1991) Agroökológiai Integrált Információs Rendszer (AIIR), in *Adaptív mezőgazdasági rendszerek; Módszertani kutatások* (szerk: Harnos Zs.) KÉE, Budapest, pp. 42-51.
- [118] Gifford, R. M. (1979): Growth and yield of CO₂-enriched wheat under water-limited conditions. *Australian Journal of Plant Physiology*, 6, pp. 367-378.
- [119] Gilpin, M. E. and Justice, K. E. (1972) Reinterpretation of the invalidation of the principle of competitive exclusion. *Nature* 236, pp. 273-301.
- [120] Godfray, H. C. J. and Briggs, C. J. (1995) The population dynamics of pathogens that control insect outbreaks. *Journal of Theoretical Biology*, 176(1), pp. 125-136.
- [121] Goh, S., Shih, C.-C., Cohran, M. J. and Raskin, R. (1989) A Generalized Stochastic Dominance Program for the IBM PC. *Southern Journal of Agricultural Economics*, 21, pp. 175-182.
- [122] Goudriaan, J. (1977) *Crop micrometeorology: a simulation study. Simulation Monographs.* Wageningen (Netherlands). Pudoc. 257 p.
- [123] Goudriaan, J., van Laar, H. H. (1994): *Modelling Potential Crop Growth Processes. Textbook with Exercises.* Kluwer Academic Publishers. 238 p.
- [124] Goudriaan, J., Zadoks, J. C. (1995) Global climate change: modeling the potential responses of agro-ecosystems with special reference to crop protection. *Environ. Pollut.* 87, pp. 215-224.
- [125] Gray, D. R., Régnière, J. and Boulet, B. (2000) Analysis and use of historical patterns of spruce budworm defoliation to forecast outbreak patterns in Quebec. *Forest Ecology and Management*, 127(1-3), pp. 217-231.
- [126] Gregory, G. (1988) *Decision Analysis.* Plenum, New York
- [127] Grodzinski, B., Schmidt, J. M., Watts, B., Taylor, J., Bates, S., Dixon, M. A. and Staines, H. (1999) Regulating plant/insect interactions using CO₂ enrichment in model ecosystems. *Advances in Space Research*, 24(3), pp. 281-291.
- [128] Groot, J. J. R. and Verberne, E. L. J. (1991) Response of wheat to nitrogen fertilization, a data set to validate simulation models for nitrogen in crop and soil, *Fertilizer Research*, 27, Kluwer Academic Publishers, pp. 349 - 383.
- [129] Gross, P., Hawkins, B. A., Cornell, H. V. and Hosmane, B. (2005) Using lower trophic level factors to predict outcomes in classical biological control of insect pests *Basic and Applied Ecology*, In Press.
- [130] Haigh, J. and Maynard Smith, J. (1972) Can there be more predators than prey? *Theoretical Population Biology* 3, pp. 290-9.
- [131] Halter, A. N. and Dean, G. W. (1971) *Decisions under Uncertainty with Research Applications.* South-Western Press, Cincinnati
- [132] Hanan, J., Prusinkiewicz, P., Zalucki, M. and Skirvin, D. (2002) Simulation of insect movement with respect to plant architecture and morphogenesis. *Computers and Electronics in Agriculture*, 35(2-3), pp. 255-269.
- [133] Hanski, I., Heino, M. and Rubtsov, V. V. (2003) Metapopulation-level adaptation of insect host plant preference and extinction-colonization dynamics in heterogeneous landscapes. *Theoretical Population Biology*, 64(3), pp. 281-290.

- [134] Hanson, P. J. and Weltzin, J. F. (2000) Drought disturbance from climate change: response of United States forests. *The Science of The Total Environment*, Vol. 262, 3. pp. 205-220.
- [135] Hardaker, J. B. (2000) Some Issues in Dealing with Risk in Agriculture. Working Paper Series in Agricultural and Resource Economics No 2000-3, GSARE, University of New England, Armidale, NSW.
- [136] Hardaker, J. B., Huirne, R. B. M., Anderson, J. R., Lien, G. (2004) *Coping with Risk in Agriculture*. 2nd edn. CABI Publishing, Wallingford-Cambridge
- [137] Hardaker, J. B., Richardson J. W., Lien, G. and Schumann, K. D. (2004) Stochastic Efficiency Analysis with Risk Aversion Bounds: a Simplified Approach. *Australian Journal of Agricultural Economics*
- [138] Hardin, G. (1960) The competitive exclusion principle. *Science* 131, pp. 1292-7.
- [139] Harmsen, R. and Sibbald, B. (1984) Testing model feasibility and sufficiency through laboratory simulation: A case study. *Ecological Modelling*, 21(3), pp. 161-174.
- [140] Harnos, A. (1994) Az időjárás hatása a mezőgazdasági növénytermesztésre, *Doktori értekezés GATE*, 98 p.
- [141] Harnos, A. (1995) Az időjárás és a növénytermesztés kapcsolatának modellezése, *AGRO-21 füzetek* 11. , Budapest, pp. 5-45.
- [142] Harnos, N. (2000): A klímaváltozás búzatermesztésre való várható hatásainak elemzése szimulációs modellekkel. *Növénytermelés*, 2000 (1-2) pp. 41-55.
- [143] Harnos, N., Bencze, Sz., Janda, T., Juhász, A., Veisz, O. (2002a): Interactions between elevated CO₂ and water stress in two winter wheat cultivars differing in drought resistance. *Cereal Research Communication*, In Press.
- [144] Harnos, N., Kovács, G. J. (1999): Comparison of four winter wheat simulation models using long term regional yield data, In: Donatelli, M. et al. (eds): *Book of Proceedings: International Symposium, Modelling Cropping Systems*, Lleida, 21-23 June, 1999, Catalonia, Spain, pp. 197-198.
- [145] Harnos, N., Tuba, Z., Szente, K. (2002b): Modelling net photosynthetic rate of winter wheat in elevated air CO₂ concentrations. *Photosynthetica*, 40 (2) pp. 293-300.
- [146] Harnos, Zs. (1996): Modelling crop response in Hungary. In: Harrison P. A., Butterfield R. E., Cowning T. E. (eds): *Climate Change, Climatic Variability and Agriculture in Europe*. Annual Report. Environmental Change Unit, University of Oxford. pp. 179-189.
- [147] Harnos, Zs. (ed) (1991) *Az alkalmazkodó mezőgazdaság rendszere. (Módszertani kutatások) KÉE*, Budapest.
- [148] Harnos, Zs. Györfy, B. (1979) Estimation of crop yield potential as affected by agro-ecological conditions VI. Conference on global Modelling of IIASA.
- [149] Harnos, Zs., Bussay A., Harnos N., Ormai M., Szalay E. (1999): Modelling climate change impacts on wheat and potato in Hungary. In: Butterfield R. E., Lousdale K. G., Downing T. E. (eds): *Climate Change, Climatic Variability and Agriculture in Europe. An Integrated Assessment*. Final report. pp. 249-260.
- [150] Harris, J. M. (1996) World agricultural futures: regional sustainability and ecological limits. *Ecological Economics*, 17(2), pp. 95-115.
- [151] Harrison, P. A. (1996): Methods. In: Harrison P. A., Butterfield R. E., Downing T. E., (eds): *Climate Change, Climatic Variability and Agriculture in Europe. An Integrated Assessment*. Annual Report 1996. Oxford: Environmental Change Institute, University of Oxford. pp.4-8.

- [152] Harrison, P., Butterfield, R. (1998): Modelling climate change impacts on wheat, grapevine and potato in Europe. Fifth CLIVARA Workshop Meeting Summary, Florence, Italy, 1998 May, pp. 13-17.
- [153] Harrison, P., Butterfield, R. E., Downing, T. E. (eds) (1995): Climate Change and Agriculture in Europe. Assessment of impacts and adaptation. Research Report 9. Oxford: Environmental Change Unit, University of Oxford. 414 p.
- [154] Haskett, J., Ya. Pachepsky and A. Acock (1997) Increase of CO₂ and Climate Change Effects on Iowa Soybean Yield, Simulated Using GLYCIM. *Agron. J.* 89. pp. 165-174.
- [155] Hassell, M. P. (1970) Parasite behaviour as a factor contributing to the stability of insect host parasite interactions. In: *Proc. Adv. Study. Inst. Dynamics Popul.* (Oosterbeck) (eds P. J. den Boer and G. R. Gradwell) pp. 366-79.
- [156] Hassell, M. P. and Varley, G. C. (1969) New inductive population model for insect parasites and its bearing on biological control. *Nature*, 223. pp. 1133-7.
- [157] Heinz, K. M. and Nelson, J. M. (1996) Interspecific Interactions among Natural Enemies of Bemisia in an Inundative Biological Control Program. *Biological Control*, 6(3), pp. 384-393.
- [158] Hodges, T., Botner, D., Sakamoto, C., and Hays-Hang, J. (1986) Using the CERES-maize model to estimate production for the U.S. corn belt. *Agro. Forest. Met.* 40. pp. 293-303.
- [159] Hogarth, R. M. (1987) *Judgement and Choice*, 2nd edn. Wiley, Chichester
- [160] Horne, M. T. (1970) Coevolution of *Escherichia coli* and bacteriophages in chemostat culture. *Science* 168, pp. 992-3.
- [161] Horváth, L. (2002) Térbeli inhomogenitások kezelése. *Agrárinformatika Konferencia, Debrecen 2002*. pp. 335-343.
- [162] Horváth, L., Gaál, M. and Hufnagel, L. (2003) Modelling of spatio-temporal patterns of ecosystems in agricultural fields. *Proceeding of EFITA 2003, Debrecen, Hungary*, pp. 882-889.
- [163] Horváth, L., Hufnagel, L., Révész, A., Gaál, M., Ladányi, M. and Erdélyi, É., (2002) Agroökoszisztémák modellezése. In: Palkovics, M., Kondorosyné-Varga E., (eds): XLIV. Georgikon Napok: Stabilitás és intézményrendszer az agrárgazdaságban (konferencia kiadvány) Georgikon, Keszthely p. 45.
- [164] Huffaker, C. B. (1958) Experimental studies on predation: dispersion factors and predator-prey oscillations. *Hilgardia*, 27, pp. 343-83.
- [165] Hufnagel, L. and Mészáros, Z. (2000) Viszontválasz egy válaszcikk nyomán. *Növényvédelem* 36(1), pp. 9-11.
- [166] Hufnagel, L. and Stollmayer, B. E. (1999) Zoocenological pattern of bug assemblies in the Szilas and Gyáli streams. *Opuscula Zoologica* 31. pp. 69-77.
- [167] Hufnagel, L., Bakonyi, G. and Vásárhelyi, T. (1999) New approach for habitat characterization based on species list of aquatic and semiaquatic bugs. *Environmental Monitoring and Assessment* 58. pp. 305-316.
- [168] Hufnagel, L., Gaál, M., Őszi, B. and Mészáros, Z. (2001) Population dynamical stability in service of plant protection prognosis. *Acta Phytopathologia et Entomologia Hungarica* 36. pp. 93-99.
- [169] Hufnagel, L., Mészáros, Z., Gaál, M. and Ferenczy, A. (1999) Temporal spatial patterns of Noctuid communities in Hungarian apple orchards. *Acta Phytopathologia et Entomologia Hungarica* 34(4), pp. 341-351.
- [170] Hunt, L. A. (1994): User's manual for the CROPSIM-Wheat simulation model. 1994 Version. Dept. Of Crop Science, Univ. of Guelph, Canada, Publ. No. LAH-02-94. 182. p.

- [171] Hunter, M. D. (2001) Multiple approaches to estimating the relative importance of top-down and bottom-up forces on insect populations: Experiments, life tables, and time-series analysis. *Basic and Applied Ecology*, 2(4), pp. 295-309.
- [172] Hutchinson, G. E. (1948) Circular casual systems in ecology. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 50. pp. 21-46.
- [173] Hutchinson, G. E. (1959) Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? *Amer. Nature*. 93. pp. 145-59.
- [174] Jaffe, K., Issa, S., Daniels, E. and Haile, D. (1977) Dynamics of the Emergence of Genetic Resistance to Biocides among Asexual and Sexual Organisms. *Journal of Theoretical Biology*, 188(3), pp. 289-299.
- [175] Jamieson, P. D., Porter, J. R., Goudriaan, J., Ritchie, J. T., van Keulen, H., Stol, W. (1998): A comparison of the models AFRCWHEAT2, CERES-Wheat, Sirius, SUCROS2 and SWHEAT with measurements from wheat grown under drought. *Field Crops Research*, 55,. pp. 23-44.
- [176] Jasinka, J. and Bozsits, Gy.(1977) A platán csipkésposloska (*Corythucha ciliata*) fellépése Magyarországon. *Növényvédelem* 13(1), pp. 42-46.
- [177] Jensen, M. E., and Haise, H. R., (1963) Estimating evapotranspiration from solar radiation: Proceedings of the American Society of Civil Engineers, *Journal of Irrigation and Drainage*, v.89, no. IR4, pp. 15-41.
- [178] Jensen, M. E., Rob, D. C. N., and Franzoy, C. E. (1969) Scheduling irrigations using climate-crop-soil data: National Conference on Water Resources Engineering of the American Society of Civil Engineers, New Orleans, LA., 1969, Proceedings, 20 p.
- [179] Jermy, T. and Szelényi, G. (1958) Az ősibúza állattársulásai. – *Állattani Közlemények* 46. pp. 229–241.
- [180] Jones, C.A. and Kiniry, J. R. (eds) (1986) A simulation Model of Maize. Growth and Development, College station TX, Texas A. and M. University Press.
- [181] Jones, J. W., Bowen, H. D., Bradley, J. R. Stinner, R. E. and Sowell, R. S. (1975) The boll weevil (Coleoptera: Curculionidae) feeding process: A simulation model. *Ecological Modelling*, 1(4), pp. 289-302.
- [182] Jordán, F. (1998): A táplálékhálózatok szerkezete. *Természet Világa* 129(6), pp. 254–257.
- [183] Jordán, F. (2000): Seasonal changes in the positional importance of components in the trophic flow network of the Chesapeake Bay. *Journal of Marine Systems* 27. pp. 289-300.
- [184] Jordán, F. (2001): Rejtett fajkölcsonhatások. *Természet Világa* 132(3), pp. 98–101.
- [185] Jordán, F. and Molnár, I. (1999): Reliable flows and preferred patterns in food webs. *Evol. Ecol. Res.* 1. pp. 591–609.
- [186] Jordán, F., Takács-Sánta, A. and Molnár, I. (1999) A reliability theoretical quest for keystones. *Oikos* 86. pp. 453–462.
- [187] József, S.(1983) On distribution of wheat and corn yield, *Biometrical Journal* 7.
- [188] József, S., Kovács, M., Dobos, K., Zsigmond, I. (1986) A termésátlag ingadozása: a törvényszerűségek matematikai elemzése, *Sigma*, XIX. 4.sz.
- [189] Just, R. E. (2003) Risk Research in Agricultural Economics: Opportunities and Challenges for the next Twenty-Five Years. *Agricultural Systems* 75. pp. 123-159.
- [190] Karafyllidis, I. (1988) A model for the influence of the greenhouse effect on insect and microorganism geographical distribution and population dynamics. *Biosystems*, 45(1) pp. 1-10.
- [191] Katz, R. W., Brown, B. G. (1992): Extreme events in changing climate: variability is more important than averages. *Climatic Change*, 21. pp. 289-301.

- [192] Kawamoto, H., Sinha, R. N. and Muir, W. E. (1992) Computer simulation modelling for stored-grain pest management. *Journal of Stored Products Research*, 28(2), pp. 139-145. Abstract |
- [193] Kendall, A. C., Turner, J. C., Thomas, S. M. (1985): Effects of CO₂ enrichment at different irradiances on growth and yield of wheat: I. Effects of cultivar and of duration of CO₂ enrichment. *Journal of Experimental Botany*, 36. pp. 252-260.
- [194] Kenny, G. J., Harrison, P. A., Parry, M. L., Porter, J. R. (1993): The effects of climate change on agriculture and horticulture in Europe. *European Journal of Agronomy*, 2 (4) pp. 243-246.
- [195] Kerner, E. H. (1957) A statistical mechanics of interacting biological species. *Bull. Math. Biophys.* 19. pp. 121-46.
- [196] Kerner, E. H. (1959) Further considerations on the statistical mechanics of biological associations. *Bull. Math. Biophys.* 21. pp. 217-55.
- [197] Kersebaum, K. C. (1995) Application of a simple management model to simulate water and nitrogen dynamics, *Ecol. Model.*, 81. pp. 145-156.
- [198] Kersebaum, K. C. and Richter, J. (1991) Modelling nitrogen dynamics in a plant soil system with a simple model for advisory purposes, *Fertilizer Research*, 27, Kluwer Academic Press, pp. 273-281.
- [199] Keulen, van H., Penning de Vries, F. W. T. and Drees, E. M. (1982) A summary model for crop growth. In: Penning de Vries and van Laar (eds): *Simulation of plant growth and crop production*. PUDOC, pp. 97-97.
- [200] Kimura, M. (1964) *Diffusion Models in Population Genetics*. London: Methuen.
- [201] Kindlmann, P. and Dixon, A. F. G. (1996) Population dynamics of a tree-dwelling aphid: individuals to populations. *Ecological Modelling*, 89(1-3), pp. 23-30.
- [202] Kizaki, S. and Katori, M. (1999) A stochastic lattice model for locust outbreak.. *Physica A: Statistical and Theoretical Physics*, 266(1-4), pp. 339-342.
- [203] Klepper, O. and Rouse, D. I. (1991) A procedure to reduce parameter uncertainty for complex models by comparison with real system output illustrated on a potato growth model. *Agricultural Systems*, 36(4) pp. 375-395.
- [204] Klok, C. J. and Chown, S. L. (2001) Critical thermal limits, temperature tolerance and water balance of a sub-Antarctic kelp fly, *Paractora dreuxi* (Diptera: Helcomyzidae). *Journal of Insect Physiology*, Vol. 47, 1. pp. 95-109.
- [205] Knight, F. H. (1933) *Risk, Uncertainty and Profit*. Houghton Mifflin, Boston, Mass
- [206] Knudsen, G. R. and Schotzko, D. J. (1991) Simulation of Russian wheat aphid movement and population dynamics on preferred and non-preferred host plants. *Ecological Modelling*, 57(1-2), pp. 117-131.
- [207] Knudsen, G. R. and Schotzko, D. J. (1999) Spatial Simulation of Epizootics Caused by *Beauveria bassiana* in Russian Wheat Aphid Populations. *Biological Control*, 16(3), pp. 318-326.
- [208] Kok, R. and Lacroix, R. (1993) An analytical framework for the design of autonomous, enclosed agro-ecosystems. *Agricultural Systems*, 43(3), pp.235-260.
- [209] Kovács, G. J. (1998) Estimation of the Effect of Global Warming on Yields and Environment of Arable Crops in Hungary. *Agrokémia és Talajtan* 47. (1-4.) pp.133-144.
- [210] Kovács, G. J. (2003) Modelling of adaptation processes of crops to water and nitrogen stress. *Physics and Chemistry of the Earth. Special issue: Agrometeorology*. Ed. Dunkel, Z. Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands. Vol 30/1-3. pp. 209-216.

- [211] Kovács, G. J. (2004) Application of models to development of decision support tools. In: Improving the Balance Between Economic Agricultural Production and Environmental Quality through Enhanced Decision Making, Ed: Hatfield, J. L. OECD. Ames, USA
- [212] Kovács, G. J. and Dunkel, Z. (1988): A klímaváltozás várható következményei Magyarország szántóföldjein a következő félszázadban. Az éghajlatváltozás és következményei. Meteorológiai tudományos napok. '97 Budapest, OMSZ, pp. 181-194.
- [213] Kovács, G. J., Németh, T., Ritchie, J. T. (1995): Testing Simulation Models for Assessment of Crop Production and Nitrate Leaching in Hungary. Agricultural Systems, 49 (4) pp. 385-397.
- [214] Kovács, G. J., Ritchie, J. T. and Németh, T. (1998) CERES models in Multiple Objective Decision Making Process. El-Swaify and Yakowitz D. S. (eds) 1st Internat. Conf on MODSS for Land, Water and Envir. Man.: Concepts, Approaches and Appl. Honolulu. Lewis Publ. pp. 281-290.
- [215] Kovács, M., Zsigmond, I. (1980) Termésátlag-alakulás törvényszerűségeinek vizsgálata, ELTE SzK Kutatási Jelentés.
- [216] Krebs, J. R (1970) Regulation in numbers in the Great Tit. J. Zool. Lond. 62. pp. 317-33.
- [217] Krebs, J. R. (1971) Territory and breeding density in the great Tit Parus major L. Ecology 52. pp. 2-22.
- [218] Kropff, M. J. and Laar, H. H. (eds) (1993) Modelling crop-weed interactions. Wallingford: CAB International 274 p.
- [219] Kropff, M. J., Bouma, J. and Jones, J. W. (2001) Systems approaches for the design of sustainable agro-ecosystems. Agricultural Systems, 70(2-3), pp. 369-393.
- [220] Kükedi, E. and Pálmai, O. (1992) A platán-csipkéspoloska (*Corythucha ciliata*, Say , Heteroptera, Tingidae) megfigyelések eredményei a martonvásári kastélyparkban. Növényvédelem 28(12), pp. 499-503.
- [221] Kükedi, E. and Pálmai, O. (1997) Platán-csipkéspoloska (*Corythucha ciliata* Say) vizsgálatok újabb eredményei és tapasztalatai Martonvásáron. Növényvédelem 33(10), pp.521-523.
- [222] Lack, D. (1947) Darwin's Finches. London: Cambridge University Press
- [223] Lack, D. (1954) The evolution of reproductive rates. In: Evolution as a Process (ed. J. Huxley). London: Allen and Unwin
- [224] Lack, D. (1964) A long term study of the Great Tit (*Parus major*). J. Anim. Ecol. 33 (Suppl.) pp. 159-73.
- [225] Lack, D. (1966) Population Studies of Birds. London: Oxford University Press.
- [226] Lack, D. (1968) Ecological Adaptations for Breeding in Birds. London: Methuen.
- [227] Ladányi, M. and Itzés, A. (1997) Matematika I. Egyetemi jegyzet, KÉE, Budapest.
- [228] Ladányi, M. (1995) Növénytermesztési modellek. In: AGRO-21, Budapest, Hungary, Vol. 11, pp. 79-96.
- [229] Ladányi, M. (2001) Valószínűségyszámítás és statisztika, mint a BMT része. A SzIE Alk. Mat. és Inf. Műhelyének Ankétja, 2001.
- [230] Ladányi, M. (2002a) A számítógéppel támogatott biometria oktatás előnyei és nehézségei – friss tapasztalatok az agrárfelsőoktatásban. In: Proc. VIth Hung. Biom. and Biomath. Conf., Budapest, Hungary, 2002. pp.41-42.
- [231] Ladányi, M. (2002b) Egy táplálékhalózat szezonális populációdinamikai modellje. VI. Magyar Biometriai és Biomatematikai Konferencia, pp. 43-44
- [232] Ladányi, M. (2003a) A seasonal model focused on the biotic interactions of food-web populations. In: Proc. IInd Erdei Ferenc Conf. Kecskemét, Hungary. pp. 311-315.

- [233] Ladányi, M. (2003b) Phenological simulation of food-web populations. In: Proc. IInd Erdei Ferenc Conf. Kecskemét, Hungary. pp. 316-320.
- [234] Ladányi, M. (in press) A review of the potential climate change impact on insect populations – general and agricultural aspects. Applied Ecology and Environmental Research, 2006.
- [235] Ladányi, M. and Erdélyi, É. (2002) Kölcsönhatási hálózatok időbeli szimulációja - Szimuláció és monitoring az agrárökoszisztémák vizsgálatában. In: Harnos Zs., (ed) Agrárinformatika 2002, pp. 296-314.
- [236] Ladányi, M. and Erdélyi, É. (2004) Istrazivanje zemljiste-biljka-klima-stetocine modela u znaku održive poljoprivrede (Examination of a soil-plant-weather-pest system in the light of sustainable agriculture). "III Međunarodna eko-konferencija - Zdrastveno bezbedna hrana", Novi Sad, 2004, pp. 431-434.
- [237] Ladányi, M. and Erdélyi, É. (2005) A kukoricatermesztés kockázatának vizsgálata egy új sztochasztikus hatásossági módszerrel (The increase of risk in maize production detected by a new stochastic efficiency method). Agrárinformatika 2005, Debrecen, 2005, pp. 1-6.
- [238] Ladányi, M. and Harnos Zs. (2005) Biometria agrártudományi alkalmazásokkal. Tankönyv. Aula, Budapest, Hungary, 2005.
- [239] Ladányi, M. and Hufnagel, L. (2003a) A phenology model embedded in an ecosystem model for agroecological processes. In: Harnos, Zs. et al. (eds) EFITA 2003 Conference, Debrecen-Budapest, Hungary. Information technology for a better agri-food sector, environment and rural living, pp. 876-881.
- [240] Ladányi, M. and Hufnagel, L. (2003b) Fenológiától függő egyedszám meghatározás. In: Lippay János – Ormos Imre – Vas Károly Tudományos Ülésszak összefoglalói. pp. 46-47.
- [241] Ladányi, M. and Hufnagel, L. (in press) The effect of climate change on the population of sycamore lace bug (*Corythuca ciliata*, Say) based on a simulation model with phenological response. Applied Ecology and Environmental Research, 2006.
- [242] Ladányi, M. and Hufnagel, L. (in press) The effect of climate change on the population of sycamore lace bug (*Corythuca ciliata*, Say) based on a simulation model with phenological response. Applied Ecology and Environmental Research, 2006.
- [243] Ladányi, M., Erdélyi, É. and Révész, A. (2003a) An ecosystem model to simulate agroecological processes. In: Harnos, Zs. et al. (eds): EFITA 2003 Conference, Debrecen-Budapest, Hungary. Information technology for a better agri-food sector, environment and rural living, pp. 739-746.
- [244] Ladányi, M., Gaál, M., Horváth, L., Hufnagel, L., Révész, A. and Erdélyi, É. (2003b) An agro-ecosystem simulation model for precision agriculture. In: Werner, A. and Jarfe, A. (eds): Programme book of the joint conference of ECPA-ECPLF, Wageningen Academic Publishers, The Netherlands. pp. 469-470.
- [245] Ladányi, M., Horváth, L., Gaál, M. and Hufnagel, L. (2003c) An agro-ecological simulation model system. Applied Ecology and Environmental Research, 2003(1-2), pp. 47-74.
- [246] Láng, I., Csete, L., Harnos, Zs. (eds) (1983) A magyar mezőgazdaság agroökológiai potenciáljának a felmérése. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó. 265 p.
- [247] Lawlor, D. W., Mitchell, R. A. C. (1991): The effects of increasing CO₂ on crop photosynthesis and productivity: a review of field studies. Plant, Cell and Environment, 14, pp. 807-818.

- [248] Leigh, E. (1965) On the relation between the productivity, biomass, diversity and stability of a community. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.* 53, pp. 777-83.
- [249] Leigh, E. (1968) The ecological role of Volterra's equations. In: *Some Mathematical Problems of Biology* (ed. M. Gerstenhaber). Providence: The American Society.
- [250] Lemon, E. R. (1963) Energy and water balance in plant communities. In: L.T. Evans Ed. *Environmental control of plant growth*. Academic Press. N.Y. pp. 55-78.
- [251] Lenteren, J. C. van (2000) A greenhouse without pesticides: fact or fantasy? *Crop Protection*, Vol. 19, 6. pp. 375-384.
- [252] Leslie, P. H. (1945) The use of matrices in certain population mathematics. *Biometrika* 33. pp. 183-212.
- [253] Leslie, P. H. (1948) Some further notes on the use of matrices in population mathematics. *Biometrika* 35. pp. 213-45.
- [254] Levins, R. (1968) *Evolution in Changing Environments*. Princeton University Press.
- [255] Levins, R. (1969) Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bull. Entomol. Soc. Am.* 15. pp. 237-40.
- [256] Levins, R. (1970) Extinction. In: *Some Mathematical problems in Biology* (ed. M. Gerstenhaber). Providence: The American Society.
- [257] Lewontin, R. C. (1961) Evolution and the theory of games. *J. Theoret. Biol.* 1. pp. 382-403.
- [258] Lewontin, R. C. (1969) The Meaning of Stability. In: *Diversity and Stability in Ecological Systems*. Brookhaven Symposium in Biology No.22. pp.13-24.
- [259] Lewontin, R. C. and Cochen, D. (1969) On population growth in a randomly varying environment. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.* 62. pp. 1056-60.
- [260] Linacre, N. A. and Thompson, C. J. (2004) Dynamics of insect resistance in Bt-corn. *Ecological Modelling*, 171(3), pp. 271-278.
- [261] Lindeman, R.L. (1942) The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology* 23. pp. 399-417.
- [262] Lindemann, R. L. (1941) Seasonal Food-Cycle Dynamics in a Senescent Lake. *Am. Mid. Nat.* 26, pp. 636-673.
- [263] Lindley, D. V. (1985) *Making Decisions*, 2nd edn. Wiley, London
- [264] Linstone, H. A. and Turoff, M. (eds) (2002) *The Delphi Method: Techniques and Applications*. New Jersey Institute of Technology, Newark, New Jersey
- [265] Lotka, A. J. (1925) *Elements of Physical Biology*. Baltimore: Williams and Wilkins
- [266] Luczkovich, J. J., Borgatti, S. P., Johnson, J. P. and Everett, M. G. (2003) Defining and Measuring Trophic Role Similarity in Food Webs Using Regular Equivalence. *Journal of Theoretical Biology*, 220(3), pp. 303-321.
- [267] MacArthur, R. H. and Levins, R. (1964) Competition, habitat selection and character displacement in a patchy environment. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.* 51. pp. 1207-10.
- [268] MacArthur, R. H. and Wilson, E. O. (1967) *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press.
- [269] Marsolan, N. F., Rudd, W. G. and Kuris, M. (1976) Modeling and optimal control of insect pest populations. *Mathematical Biosciences*, 30(3-4), pp. 231-244.
- [270] Marsula, R. and Wissel, C. (1994) Insect pest control by a spatial barrier. *Ecological Modelling*, 75-76. pp. 203-211.
- [271] Martorana, F. and Bellocchi, G. (1999) A review of methodologies to evaluate agro-ecosystem simulation models. *Ital. J. Agron.* 3. pp. 19-39.
- [272] Máthéné-Gáspár, G., Fodor, N., Pokovai, K., Kovács, G. J. (2005) Crop modelling as a tool to separate the influences of the soil and weather on crop yields. *Physics and*

- Chemistry of the Earth. Special issue: Agrometeorology. Ed. Dunkel, Z. Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands. Vol 30/1-3. pp. 165-170.
- [273] Matter, S. F. (2003) Modeling the density–area relationship in a dynamic landscape: an examination for the beetle *Tetraopes tetraophthalmus* and a generalized model. *Ecological Modelling*, 169(1), pp. 103-117.
 - [274] May, R. M. (1971a) Stability in model ecosystems. *Proc. Ecol. Soc. Aust.* 6. pp. 18-56.
 - [275] May, R. M. (1971b) Stability in multispecies community models. *Bull. Math. Biophys.* 12. pp. 59-79.
 - [276] May, R. M. (1972) Will a large complex system be stable? *Nature* 238. pp. 413-14.
 - [277] Maynard-Smith, J. (1964) Group selection and kin selection. *Nature* 201. pp. 1145-7.
 - [278] Maynard-Smith, J. (1975) *Models in Ecology*. Cambridge: Cambridge University Press.
 - [279] Maynard-Smith, J. and Slatkin, M. (1973) The stability of predator-prey systems. *Ecology* 54. pp. 84-91.
 - [280] McKibben, G. H., Willers, J. L. Smith, J. W. and Wagner, T. L. (1991) Stochastic model for studying boll weevil dispersal. *Environ.Ent.* 20(5) pp. 1327-1332.
 - [281] Mearns, L. O., Rosenzweig, C., Goldenberg, R. (1996): The effect of changes in daily and interannual climatic variability on CERES-Wheat: a sensitivity study. *Climatic Change*, 32 (3), pp. 257-292.
 - [282] Meyer, J. (1977) Second Degree Stochastic Dominance with Respect to a Function. *International Economic Review*, 18. pp. 477-487.
 - [283] Meyer, J. (2001) Expected Utility as a Paradigm for Decision Making in Agriculture. In: Just and Pope pp. 3-19.
 - [284] Miller, J. B. (1967) A formula For Average Foliage Density. *Aust. J. Bot.* 15. pp. 141-144.
 - [285] Mills, N. J. (2001) Factors influencing top-down control of insect pest populations in biological control systems. *Basic and Applied Ecology*, 2(4), pp. 323-332.
 - [286] Mills, N. J. and Getz, W. M. (1996) Modelling the biological control of insect pests: a review of host-parasitoid models. *Ecological Modelling*, 92(2-3), pp. 121-143.
 - [287] Mitchell, R. A. C., Froud, Williams R. J., Harrington, R., Hocking, T. J., Smith, H. G., Thomas, T. H. (1996): Predicting the effects of environmental change on winter wheat yield in genotypes with different flowering dates. Implications of 'Global environmental change' for crops in Europe, 1-3 April 1996, Churchill College, Cambridge, UK. *Aspects of Applied Biology*, 45. pp. 133-138.
 - [288] Mitchell, R. A. C., Lawlor, D. W., Mitchell, V. J., Gibbard, C. L., White, E. M., Porter, J. R. (1995): Effects of elevated CO₂ concentration and increased temperature on winter wheat: test of ARCWHEAT1 simulation model. *Plant, Cell and Environment*, 18. pp. 736-748.
 - [289] Mochini, G. and Hennessy, D. A. (2001) Uncertainty, Risk Aversion and Risk Management for Agricultural Producers. In: Gardner, B. and Rausser, G. (eds) *Handbook in Agricultural Economics*, Vol. 1a. Elsevier Science, Amsterdam, pp. 87-153.
 - [290] Mols, P. J. M. (1990) Forecasting orchard pests for adequate timing of control measures. *Proc. Exp. & Appl. Entomol.*, NEV. Amsterdam vol. 1. pp. 75-81.
 - [291] Mols, P. J. M. (1992) Forecasting an indispensable part of IPM in apple orchards. *Acta Phytot. Entom. H.* 27(1-4) pp. 449-460.
 - [292] Monteith, J. L. (1969) Light interception and radiative exchange in crop stands. In: Eastin, J. D., Haskins F. A., Sullivan, C. Y., van Bavel C. H. M. (eds) *Physiological aspects of crop yield*. Madison, Wis. (USA): American Society of Agronomy, Crop Science Society of America. pp. 89-111.

- [293] Murton, R. K., Westwood, N. J. and Isaacson, A. J. (1964) A preliminary investigation of the factors regulating population size in Woodpigeon *Columba palumbus*. *Ibis*. 106. pp. 482-507.
- [294] Nagarajan, K., O'Neil, R. J., Edwards, C. R. and Lowenberg-DeBoer, J. (1994) Indiana soybean system model (ISSM): II. Mexican bean beetle model development, integration and evaluation. *Agricultural Systems*, 45(3), pp. 291-313.
- [295] Nagy, J., Huzsvai, L., Pető, K., Kovács, G. J. (1994) Validation of Crop Models Based on Field Experiments for Environmental Education. In: Modeling the fate of agrochemicals and fertilizers in the environment. Giupponi, C., and Morari, F. (eds) Proc. of the Int. Workshop of ESA, Venice, Italy, March. 3-5., 1994. pp. 409-419.
- [296] Nakamura, J. (1996) Sumex Utility Functions. *Mathematical Social Sciences* 31. pp. 39-47.
- [297] Naranjo, S. E. Chu, C.-C. and Henneberry, T. J. (1996) Economic injury levels for *Bemisia tabaci* (Homoptera: Aleyrodidae) in cotton: impact of crop price, control costs, and efficacy of control. *Crop Protection*, 15(8), pp.779-788.
- [298] Németh, T. (1996) Long-term N-fertilization calibration experiments – environmental aspects. Nitrogen economy in tropical Soils. Ahmed, N. (ed) Dev. in Plant and Soil Sci. 69. Kluwer acad. Publ., Netherlands pp. 371-377.
- [299] Neumann, von J. and Morgenstein, O. (1947) Theory of Games and Economic Behavior. Princeton University Press, New Jersey.
- [300] Nicholson, A. J. (1954) An outline of the dynamics of animal populations. *Aust. J. Zool.* 2, 9-65.
- [301] Nicholson, A. J. and Bailey, V. A. (1935) The balance of animal populations. Part I. *Proc. Zool. Soc. Lond.* 3. pp. 551-98.
- [302] Nisbet R. M. and Gurney, W. S. C. (1983) The systematic formulation of population models for insects with dynamically varying instar duration. *Theoretical Population Biology*, 23(1), pp. 114-135.
- [303] Nonhebel, S. (1996): Effects of temperature rise and increase in CO₂ concentration on simulated wheat yields in Europe. *Climatic Change*, 34 (1) pp. 73-90.
- [304] Norango, S. E. and Sawyer, A. J. (1989) A simulation model of northern corn rootworm. *Diabrotica barberi*, population dynamics, oviposition: significance of host-plant phenology. *Can. Ent.* 121. pp. 169-191.
- [305] Nováky, E. (1990): Prognosztizálás, tervezés, modellezés a környezetvédelemben. Aqua Kiadó, Budapest. Nováky, E. (1990): Prognosztizálás, tervezés, modellezés a környezetvédelemben. Aqua Kiadó, Budapest.
- [306] Obach, M. Wagner, R. Werner, H. and Schmidt, H.H. (2001) Modelling population dynamics of aquatic insects with artificial neural networks. *Ecological Modelling*, 146(1-3), pp. 207-217.
- [307] Onstad, D. W. and Maddox, J. V. (1989) Modeling the effects of the microsporidium, *Nosema pyrausta*, on the population dynamics of the insect, *Ostrinia nubilalis*. *Journal of Invertebrate Pathology*, 53(3), pp. 410-421.
- [308] Ószi, B., Ladányi, M. and Hufnagel, L. (2005) Population dynamics of the sycamore lace bug, *Corythucha ciliata* (Say) (heteroptera: tingidae) in Hungary. *Applied Ecology and Environmental Research*, 4(1), pp. 135-150.
- [309] Paegle and McLawhorn (1983) Correlation of nocturnal thunderstorms and boundary-layer convergence. *Monthly Weather Review*. 101. pp. 877-933.
- [310] Pannell, D. J., Malcolm, B. and Kingwell, R. J. (2000) Are we risking too much? Perspectives on Risk in Farm Modelling. *Agricultural Economics* 23. pp. 69-78.

- [311] Paoletti, M. G., Pimentel, D., Stinner and D. Stinner, B. R. (1992) Agroecosystem biodiversity: matching production and conservation biology. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 40(1-4), pp. 3-23.
- [312] Passioura, J. D. (1973) Sense and nonsense in crop simulation. *J. Aust. Inst. Agric. Sci.* 39. pp. 181-183.
- [313] Penning de Vries F. W. T, van Laar H. H. (1982): *Simulation of Plant growth and crop production*. Wageningen: Centre for Agricultural Publishing and Documentation. 308 p.
- [314] Penning de Vries, F. W. T. (1975) The costs of maintenance processes in plant cells. *Ann. Bot.* 39. pp. 77-92.
- [315] Penning de Vries, F. W. T. and Teng, P. S., (eds) (1993) *Systems approach to agricultural development*. Kluwer Academic Publishers, the Netherlands.
- [316] Penning de Vries, F. W. T., Brunsting, A. H. M., van Laar, H. (1974) Products, requirements and efficiency of biosynthesis: a quantitative approach. *J. Theor. Biol.* 45. pp.339-377.
- [317] Phyllips, J. B. (1971) *Statistical Methods in Systems Analysis* In: Dent, J. B. and Anderson, j. R. (eds) *Systems Analysis in Agricultural Management*. Wiley, Sydney, pp. 34-52.
- [318] Pichancourt, J.-B., Burel, F. and Auger, P. (2005) Assessing the effect of habitat fragmentation on population dynamics: An implicit modelling approach. *Ecological Modelling*, (In Press).
- [319] Pie, M. R., Rosengaus R. B. and Traniello, j. F. A. (2004) Nest architecture, activity pattern, worker density and the dynamics of disease transmission in social insects. *Journal of Theoretical Biology*, 226(1), pp. 45-51.
- [320] Pielou, E. C. (1969) *An Introduction to Mathematical Ecology*. New York: Wiley.,
- [321] Pimentel, D. (1968) Population regulation and genetic feedback. *Science* 159. pp. 1432-7.
- [322] Pimentel, D. and Al-Hafidh, R. (1965) Ecological control of a parasite population by genetic evolution in a parasite-host system. *Ann. Ent. Soc. Am.* 58. pp. 1-6.
- [323] Pimentel, D. and Soans, A. B. (1970) Animal populations regulated to carrying capacity of plant host by genetic feedback. In: *Proc. Adv. Study Inst. Dynamics Popul (Oosterbeck)* (eds. P. J. den Boer and G. R. Gradwell)
- [324] Pimentel, D. Feinberg E. H., Wood R. W. and Hayes, J. T. (1965) Selection, spatial distribution and the coexistence of competing fly species. *Amer. Natur.* 99. pp. 97-109.
- [325] Pimm, S. L. (1982) *Food Webs*. Chapman and Hall, London.
- [326] Pimm, S. L., Lawton, J. H. and Cohen, J. E. (1991) Food web patterns and their consequences. *Nature* 350. pp. 669-674.
- [327] Plant, R. E., Mangel, M. and Flynn, I. E. (1985) Multiseasonal management of an agricultural pest II: the economic optimization problem. *Journal of Environmental Economics and Management*, 12(1), pp. 45-61.
- [328] Plous, S. (1993) *The Psychology of Judgment and Decision Making*. Mc.Graw-Hill, New York
- [329] Porter, J. R. (1993): AFRCWHEAT2 A model of the growth and development of wheat incorporating responses to water and nitrogen. *European Journal of Agronomy*, 2. pp. 69-82.
- [330] Porter, J. R., Leigh, R. A., Semenov, M. A., Miglietta, F. (1995): Modelling the effects of climatic change and genetic modification on nitrogen use by wheat. *European Journal of Agronomy*, 4 (4), pp. 419-429.

- [331] Potting, R.P.J., Perry, J.N. and Powell, W. (2005) Insect behavioural ecology and other factors affecting the control efficacy of agro-ecosystem diversification strategies. *Ecological Modelling*, 182(2), pp. 199-216
- [332] Powell, J. A. and Logan, J. A (2005) Insect seasonality: circle map analysis of temperature-driven life cycles. *Theoretical Population Biology*, Vol. 67, 3. pp. 161-179.
- [333] Pratt, J. W. (1964) Risk Aversion in the Small and in the Large. *Econometrica*, 32. pp. 122-136.
- [334] Pratt, J. W., Raiffa, H. and Schlaifer, R. (1995) *Introduction to Statistical Decision Theory*. MIT Press, Cambridge, Mass.
- [335] Priestley, C. H. B. and Taylor, R. J. (1972) On the assessment of surface heat flux and evaporation using large scale parameters. *Monthly Weather Review*, 100. pp. 81-92.
- [336] Quiggin, J., (1993) *Generalized Expected Utility Theory: The Rank Dependent Model*. Kluwer, Boston, Mass.
- [337] Rabin, M. and Thaler, R. H. (2001) Anomalies: Risk Aversion. *Journal of Economic Perspectives* 15. pp. 219-232.
- [338] Racskó, P., Szeidl, L., Semenov, M. (1991) A serial approach to local stochastic weather models. *Ecological Modelling* 57. pp. 27-41.
- [339] Raffy, M. and Tran, A. (2005) On the dynamics of flying insects populations controlled by large scale information. *Theoretical Population Biology*, 68(2), pp. 91-104.
- [340] Raiffa, H. (1968) *Decision Analysis*, Addison-Wesley, Reading, Mass
- [341] Rajkai, K., Szász, G., és Huzsvai, L. (2004) *Agroökológiai modellek*. Debrecen university, ISBN 9634-7285-6 Debrecen.
- [342] Rasgon, J. L. and Scott, T. W. (2004) Impact of population age structure on *Wolbachia* transgene driver efficacy: ecologically complex factors and release of genetically modified mosquitoes. *Insect Biochemistry and Molecular Biology*, 34(7), pp. 707-713.
- [343] Rausher, M. D. (1985) Variability for host preference in insect populations: Mechanistic and evolutionary models. *Journal of Insect Physiology*, 31(11), pp. 873-889.
- [344] Rescigno, A. and Richardson, I. W. (1965) On the competitive exclusion principle. *Bull. Math. Biophys.* 27. pp. 85-9.
- [345] Révész, A. (2002) Új lehetőségek az empirikus hőösszeg modellezésben. Szimuláció és monitoring az agrárökoszisztémák vizsgálatában III. In: *Proc. Agr. Inf. Conf.*, 2002, Debrecen pp. 326–334.
- [346] Richter, G. M. és Semenov, M. A., (2004) Modelling impacts of climate change on wheat yields in England and wales: assessing drought risks. *Agr. Syst.*
- [347] Richter, O. and Seppelt, R. (2004) Flow of genetic information through agricultural ecosystems: a generic modelling framework with application to pesticide-resistance weeds and genetically modified crops. *Ecological Modelling*, 174(1-2), pp. 55-66.
- [348] Ringel, M. S., Rees, M. and Godfray, H. C. J. (1998) The Evolution of Diapause in a Coupled Host–parasitoid System. *Journal of Theoretical Biology*, 194(2), pp. 195-204.
- [349] Ritchie, J. T. (1972) Model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. *Water Resources Research*, 8. pp. 1204-1213.
- [350] Ritchie, J. T., Otter, S. (1985): Description and Performance of CERES-Wheat: a User-oriented Wheat Yield Model. *US Department of Agriculture, ARS*, 38. pp. 159-175. p.
- [351] Robert, M. (1987) Chaos and the dynamics of biological populations. *Nuclear Physics B: Proceedings Supplements*, 2. pp. 225-245.
- [352] Roberts, M. G., Dobson, A. P. (1995) The population dynamics of communities of parasitic helminths. *Mathematical Biosciences*, 126(2), pp. 191-214.

- [353] Robison, L. J. and Barry, P. J. (1987) *The Competitive Firm's Response to Risk*. Macmillan, New York
- [354] Roermund, van H. J. W., Lenteren, van J. C. and Rabbinge, R. (1997) Biological Control of Greenhouse Whitefly with the Parasitoid *Encarsia formosa* on Tomato: An Individual-Based Simulation Approach. *Biological Control*, 9(1), pp. 25-47.
- [355] Rosenzweig, M. L. and MacArthur, R. H. (1963) Graphical representation and stability conditions of predator-prey interactions. *Amer. Natur.* 97. pp. 209-23.
- [356] Rounsevell, M. D. A., Loveland, P. J., Mayr, T. R., Armstrong, A. C., Rosa, D. de la, Legros, J-P., Simota, C., Sobczuk, H. (1996) ACCESS: a spatially-distributed, soil water and crop development model for climate change research. *Aspects of Applied Biology* No 45.
- [357] Rubtsov, V. V. (1983) Mathematical model for development of leaf-eating insects (Oakleaf roller taken as an example). *Ecological Modelling*, 18(3-4), pp. 269-289.
- [358] Ruiter, de P. C., Neutel, A.-M. and Moore, J. C. (1994) Modelling food webs and nutrient cycling in agro-ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 9(10), pp. 378-383.
- [359] Saha, A. (1993) Expo-power Utility: a Flexible Form for Absolute and Relative Risk Aversion. *American Journal of Agricultural Economics* 75. pp. 905-913.
- [360] Sands, P. and Hughes, R. D. (1976) A simulation model of seasonal changes in the value of cattle dung as a food resource for an insect. *Agricultural Meteorology*, 17(3), pp. 161-183.
- [361] Satchell, J. E. (1962) Resistance in Oak (*Quercus* sp.) to defoliation by *Tortix viridana* L. in Roudsea Wood National Nature Reserve. *Ann. Appl. Biol.* 50. pp. 431-42.
- [362] Sawyer, A. J. and Haynes, D. L. (1985) Simulating the spatiotemporal dynamics of the cereal leaf beetle in a regional crop system. *Ecological Modelling*, 30(1-2), pp. 83-104.
- [363] Schaalje, G. B., Stinner, R. L. and Johnson, D. L. (1989) Modelling insect populations affected by pesticides with application to pesticide efficacy trials. *Ecological Modelling*, 47(3-4), pp. 233-263.
- [364] Schlaifer, R. (1959) *Probability and Statistics for Business Decisions Analysis*. McGraw-Hill, New York
- [365] Schlaifer, R. (1969) *Analysis of Decisions under Uncertainty*, McGraw-Hill, New York
- [366] Schofield, P. (2002) Spatially Explicit Models of Turelli-Hoffmann *Wolbachia* Invasive Wave Fronts. *Journal of Theoretical Biology*, 215(1), pp. 121-131.
- [367] Schofield, P., Chaplain, M. and Hubbard, S. (2005) Evolution of searching and life history characteristics in individual-based models of host-parasitoid-microbe associations. *Journal of Theoretical Biology*, 237(1), pp. 1-16.
- [368] Sebestyén, J. (1977) Számítások a természetlag-alakulás valószínűségi vizsgálatához. AKI Kutatási jelentés
- [369] Semenov, M. A. Barrow E. M. (1997): Use of a stochastic weather generator in the development of climate change scenarios. *Climatic Change*, 35. pp. 397-414. p.
- [370] Semenov, M. A., Jamieson, P. D., Porter, J. R., Eckersten, H. (1996): Modelling the effects of climate change and climatic variability on crops at the site scale. Wheat. In: Harrison P. A., Butterfield R. E., Downing T. E., (eds): *Climate Change, Climatic Variability and Agriculture in Europe. An Integrated Assessment. Annual Report 1996*. Oxford: Environmental Change Institute, University of Oxford. pp. 85-92.
- [371] Semenov, M. A., Porter, J. R. (1995): Non-linearity in climate change impacts assessments. *Journal of Biogeography*, 22. pp. 597-600. p.

- [372] Semenov, M. A., Porter, J. R., Delécolle, R. (1993): Climatic change and the growth and development of wheat in the UK and France. *European Journal of Agronomy*, 2 (4), 293-304. p.
- [373] Semenov, M., Racskó, P. Szeidl, L.(1990) CROP: Decision Support System for Crop Production. Budapest
- [374] Seppelt, R. (1999): Applications of optimum control theory to agro-ecological modelling. In: *Ecological Modelling*. 121(2-3), pp. 161-183.
- [375] Seppelt, R. (2000) Regionalised optimum control problems for agro-ecosystem management. In: *Ecological Modelling*. 131(2-3), pp. 121-132.
- [376] Seppelt, R. (2001): Agro-ecosystem Management. In: J. Pinter (ed.): *Global Optimization & Selected Case Studies*, Kluwer, Dordrecht, New York.
- [377] Shaffer, P. L. and Gold, H. J. (1985) A simulation model of population dynamics of the codling moth, *Cydia pomonella*. *Ecological Modelling*, 30(3-4), pp. 247-274.
- [378] Shoemaker, C. (1973) Optimization of agricultural pest management I: Biological and mathematical background. *Mathematical Biosciences*, 16(1-2), pp. 143-175.
- [379] Shoemaker, C. (1973) Optimization of agricultural pest management II: formulation of a control model. *Mathematical Biosciences*, 17(3-4), pp. 357-365.
- [380] Shoemaker, C. (1973) Optimization of agricultural pest management III: results and extensions of a model. *Mathematical Biosciences*, 18(1-2), pp. 1-22.
- [381] Simchuk, A. P., Ivashov, A. V. and Companiytsev, V. A. (1999) Genetic patterns as possible factors causing population cycles in oak leafroller moth, *Tortrix Viridana* L. *Forest. Ecology and Management*, 113(1), pp. 35-49.
- [382] Sinclair, T. R. and Lemon, E. R. (1974) Penetration of photosynthetically active radiation in corn canopies. *Agron. J.* 66. pp. 201 -204.
- [383] Singh, U. and Thornton, P. K. (1992) Using crop models for sustainability and environmental quality assessment. *Outlook. Agric.* 21. pp. 209-218.
- [384] Singh, U., Wilkens, P. W., Baethgen, W. E. and Bontges, T. S. (2002) Decision Support Tools for Improved Resource Management and Agricultural Sustainability. In: *Agr. Syst. Models in Field Research and Tech. Transfer*. Ahuja, L. R., Ma, L. and Howell, T. A. (eds) Lewis Publ., Boca Raton-London-N.Y.-Washington pp. pp. 91-117.
- [385] Smith, J. Q. (1988) *Decision Analysis: A Bayesian Approach*. Chapman and Hall, London
- [386] Smith, J. Q. and Mandac, A. M. (1995) Subjective vs Objective Yield distributions as Measures of production Risk. *American Journal of Agricultural Economics* 77. pp. 152-161.
- [387] Spetzler, C. S. and Staël von Holstein, C.- A. S. (1975) Probability Encoding in Decision Analysis. *Management Science* 22. pp. 340-352.
- [388] Stöckle, C. O. and Nelson, R. (1994) *The CropSyst User's Manual*. Biol. Syst. Eng. Dpt., Washington State Univ., Pullman, WA, USA
- [389] Strobeck, C. (1973) N species competition. *Ecology* 54. pp. 650-4.
- [390] Sulyok, D., Rátonyi, T., Megyes, A., Fodor, N., Harsányi, E. and Nagy, J. (2004) The economic questions of irrigated maize cultivation on the Loess – Plateau of Hajduság, III. Alps – Adria Workshop, Dubrovnik.
- [391] Sulyok, D., Szilágyi, R., Fodor, N. and Kovács, G. J. (2003) Economic modelling based on 4M model, EFITA, DEBRECEN.
- [392] Suthern, H. N. (1959) Mortality and population control. *Ibis* 101. pp. 429-36.
- [393] Tamò, M., Baumgärtner, J. and Gutierrez, A. P. (1993) Analysis of the cowpea agro-ecosystem in West Africa. II. Modelling the interactions between cowpea and the bean

- flower thrips *Megalurothrips sjostedti* (Trybom) (Thysanoptera, Thripidae). *Ecological Modelling*, 70(1-2), pp. 89-113.
- [394] Taylor, H. M., Klepper, B. (1978) The role of rooting characteristics in the supply of water to plants. *Adv. Agron.* 30. pp. 99-128.
- [395] Tchuente, J.M.. (2005) An age-structured model with delay mortality. *Biosystems*, 81(3), pp. 255-260.
- [396] Teng, P. S. and Savary, S. (1992) Implementing the systems approach in pest management. *Agricultural Systems*, 40(1-3), pp. 237-264.
- [397] Thornley, J. H. M. (1976). *Mathematical models in plant physiology*. Academic Press, London, UK.
- [398] Thornley, J. H. M., Johnson, I. R. (1990): *Plant and Crop Modelling. A Mathematical Approach to Plant and Crop Physiology*. Clarendon Press, Oxford. 491 p.
- [399] Thorpe, G. R. (1997) Modelling ecosystems in ventilated conical bottomed farm grain silos. *Ecological Modelling*, 94(2-3), pp. 255-286.
- [400] Thorpe, G. R., Cuff, W. R. and Longstaff, B. C. (1982) Control of *Sitophilus oryzae* infestation of stored wheat: An ecosystem model of the use of aeration. *Ecological Modelling*, 15(4), pp. 331-351.
- [401] Timlin, D. J., Pachepsky, F. D., Wishler, F. D. and Reddy, W. R. (2002) Experience with on-Farm Applications of GLYCIM/GUICS. In: *Agr. Syst. Models in Field Research and Tech. Transfer*. Ahuja, L. R., Ma, L. and Howell, T. A. (eds) Lewis Publ., Boca Raton-London-N.Y.-Washington, pp. 55-69.
- [402] Tuba, Z., Szente, K., Koch, J. (1994): Response of photosynthesis, stomatal conductance, water use efficiency and production to long-term elevated CO₂ in winter wheat. *Journal of Plant Physiology*, 144 (6), 669-678. p.
- [403] Tuba, Z., Szente, K., Nagy, Z., Csintalan, Zs., Koch, J. (1996): Responses of CO₂ assimilation, transpiration and water use efficiency to long-term elevated CO₂ in perennial C3 Xeric Loess Steppe Species. *Journal of Plant Physiology*, 148. pp. 356-361. p.
- [404] Ulanowicz, R. E. (1983). Identifying the structure of cycling in ecosystems. *Math. Biosci.* 65. pp. 219-237.
- [405] Ulanowicz, R. E., and Wolf, W. F. (1991) Ecosystem flow networks: loaded dice. *Math. Biosci.* 103. pp. 45-68.
- [406] Umbanhowar, J. and Hastings, A. (2002) The Impact of Resource Limitation and the Phenology of Parasitoid Attack on the Duration of Insect Herbivore Outbreaks. *Theoretical Population Biology*, 62(3), pp. 259-269.
- [407] Utida, S. (1957) Population, Fluctuation, an experimental and theoretical approach. *C. S. H. Symp. Quant. Biol.* 22. pp. 139-51.
- [408] Varga, I. and Hufnagel, L. (2001): Temporal-spatial patterns of aquatic and semiaquatic Heteroptera at Lake Fertő. *Opuscula Zoologica* 33. pp. 99-112.
- [409] Varga-Haszonits, Z. (1987) Az időjárás-növény modellek elvi-módszertani kérdései, *Időjárás* No. 2-3., OMSZ.
- [410] Varga-Haszonits, Z. (1987) *Meteorológiai Információk és alkalmazásai*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- [411] Varga-Haszonits, Z. (1992) Komplex agroklimatológiai modell az őszibúza produktivitásának jellemzésére, *Doktori értekezés*, Mosonmagyaróvár.
- [412] Varga-Haszonits, Z. (1995) Az éghajlati változékonyság és a gazdasági növények termesztése. *AGRO-21 füzetek* 11. , Budapest, pp. 46-78.

- [413] Varga-Haszonits, Z. and Harnos, Zs. (eds) (1988) Proceedings of the Hungarian Meteorological Service HMS, Budapest.
- [414] Vásárhelyi, T. and Hufnagel, L. (1990) A platánfa légies átka. *Élet és Tudomány* 1990(30), pp. 940-942.
- [415] Veisz, O., Harnos, N. and Tischner, T. (1996): The effects of CO₂ levels on the development and yield of cereals, *Aspects of Applied Biology* 45, Implications of "Global Environmental Change" for crops in Europe, pp. 107-111.
- [416] Velichko, A. A., Borisova, O. K., Zelikson, E. M., Faure, H., Adams, J. M., Branchu, P. and Faure-Denard, L. (1993) Greenhouse warming and the Eurasian biota: are there any lessons from the past? *Global and Planetary Change*, 7(1-3), pp. 51-67.
- [417] Volterra, V. (1926) Variazione e fluttuazioni del numero d'individui in specie animali conviventi. *Mem. Accad. Nazionale Lincei* (ser.6) 2. pp. 31-113.
- [418] Volterra, V. (1931) *Leçon sur la théorie mathématique de la lutte pour la vie*. Gauthier-Villars, Paris.
- [419] Volterra, V. (1931) Variation and Fluctuations of the Number of Individuals in Animal Species Living Together. In: Chapman, R. N. (Ed.) 1931, *Animal Ecology*.
- [420] Vong, N. Q., and Murata, Y. (1977) Studies on the physiological characteristics of C₃ and C₄ crop species: I. The effects of air temperature on the apparent photosynthesis, dark respiration and nutrient absorption of some crops. *Jpn. J. Crop. Sci.* 46. pp. 45–52.
- [421] Wagner, T. L., Gagne, J. A., Sharpe, P. J. H. and Coulson, R. N. (1984) A biophysical model of southern pine beetle, *Dendroctonus frontalis* Zimmermann (Coleoptera: Scolytidae), development. *Ecological Modelling*, 21(1-2), pp. 125-147.
- [422] Wakano, J. Y., Nakata, K. and Yamamura, N. (1998) Dynamic Model of Optimal Age Polyethism in Social Insects under Stable and Fluctuating Environments. *Journal of Theoretical Biology*, 193(1) pp. 153-165.
- [423] Wangersky, P. J. and Cunningham, W. J. (1957) Time lag in prey-predator population models. *Ecology* 38. pp. 136-9.
- [424] Watt, K. E. F. (1964) Comments of fluctuations of animal populations and measures of community stability. *Canad. Ent.* 96. pp. 1434-42.
- [425] Watt, K. E. F. (1965) Community stability and the strategy of biological control. *Canad. Ent.* 97. pp. 887-95.
- [426] Webb, W. L. (1991): Atmospheric CO₂, climate change, and tree growth: a process model. I. Model structure. *Ecological Modelling*, 56. pp. 81-107.
- [427] White, K. A. J. and Wilson, K. (1999) Modelling Density-Dependent Resistance in Insect–Pathogen Interactions. *Theoretical Population Biology*, 56(2), pp. 163-18.
- [428] Wierbiczki, A., Makowski, M. and Wessels, J. (eds) (2000) *Model-Based decision support Methodology with Environmental Applications*. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht Series: Math. Mod. and Appl. ISBN 0-7923-6327-2. 492 p.
- [429] Wilkenson, G. G., Jones, J. W., Boote, K. J., Ingram, K. I. and Misloe, J. W. (1983) Modelling soybean growth for crop management. *Trans-actions of the A. S. Agric. Eng.* 26 (1), pp. 63-73.
- [430] Williams, G. C. (1966) *Adaptation and Natural selection*. Princeton University Press.
- [431] Williamson, M. H. (1957) An elementary theory of interspecific competition. *Nature* 180. pp. 422-5.
- [432] Williamson, M. H. (1972) *The Analysis of Biological Populations*. London: Arnold.
- [433] Wilson, E. O. and Bossert, W. H. (1971) *A Primer of population Biology*. Stanford: Sinauer Associates.

- [434] Winfree, A. T. (1967) Biological rhythms and the behaviour of populations of coupled oscillators. *J. Theoret. Biol.* 16. pp. 15-42.
- [435] Winkler, R. L. (1972) *An Introduction to Bayesian Inference and Decision*. Holt, Rinehart and Winston, New York
- [436] Wirén-Lehr, von S. (2001) Sustainability in agriculture — an evaluation of principal goal-oriented concepts to close the gap between theory and practice. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84(2), pp. 115-129.
- [437] Wit, de C. T., and van Keulen, H. (1972) *Simulation of transport processes in Soils*. Pudoc, Wageningen. 100 p.
- [438] Wit, de C. T., Goudriaan, J., van Laar, H. H., Penning de Vries, F. W. T., Rabbinge, R., van Keulen, H., Sibma, L. and de Jonge, C. (1978) *Simulation of assimilation, respiration and transpiration of crops. Simulation Monographs*. Wageningen (Netherlands): Pudoc. 141 p.
- [439] Wit, de C. T., Goudriaan, Y. (1974) *Simulation of Ecological Processes*. Pudoc, Wageningen, 175 p.
- [440] Wit, de C. T. (1982) *Simulation of living systems*. In: *Simulation of plant growth and crop production*. ed. by F. W. T. Penning de Vries and H. H. Van Laar. pp. 3-8. Centre for Agric. Pub. and Doc. (PUDOC) Wageningen.
- [441] Wolf, J., Semenov, M. A., Eckersten, H., Evans, L. G., Iglesias, A., Porter, J. R. (1995): Effects on winter wheat: A comparison of five models. In: Harrison P., Butterfield R. E., Downing T. E. (eds): *Climate Change and Agriculture in Europe. Assessment of impacts and adaptation*. Environmental Change Unit, University of Oxford. pp. 231-279.
- [442] Wright, G. and Ayton, P. (eds) (1994) *Subjective Probability*. Wiley, Chichester
- [443] Wynne-Edwards, W. C. (1962) *Animal Dispersion in relation to Social Behaviour*. Edinburgh: Oliver and Boyd.
- [444] Yang, M. D. and Sykes, R. M. (1998) Trophic-dynamic modeling in a shallow eutrophic river ecosystem. *Ecological Modelling*, 105(2-3), pp. 129-139.
- [445] Yonow, T., Zalucki, M. P., Sutherst, R. W., Dominiak, B. C., Wald, G. F., Maelzer, D. A. and Kriticos, D. J. (2004) Modelling the population dynamics of the Queensland fruit fly, *Bactrocera (Dacus) tryoni*: a cohort-based approach incorporating the effects of weather. *Ecological Modelling*, 173(1), pp. 9-30.
- [446] Yoshida, S. and Parao, F. T. (1976) Climatic influence on yield and yield components of lowland rice in the tropics. In: *Climate and rice*. Los Baños (Philippines): International Rice Research Institute. pp. 471-494.
- Acock, B., Mironenko, E. V., Pachepsky, Ya. A. and Reddy, V. R. (1998) *GUICS: Graphical user interface for crop simulations with Windows 95. Version 1.7. User's manual*. USDA-ARS, Remote Sensing and Modeling Lab., Beltsville, Univ. of Maryland 73 p.
- [447] Zimmermann, H. J. (1991) *Fuzzy Set Theory and its Applications*. Kluwer Academic Publishers Boston MA 2nd rev. edition.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁSOK

Köszönettel tartozom mindazoknak, akik a dolgozat elkészítését megelőző kutatómunkám során segítségemre voltak.

Első helyen hálás tisztelettel szeretném megköszönni témavezetőmnek, és tanszékünk vezetőjének, Harnos Zsolt akadémikus úrnak, hogy a diplomám megszerzése után szárnyai alá vett, s ettől kezdve tanulmányaimat, kutatómunkámat és munkámat mindvégig figyelemmel kísérte, és messzemenően pártfogolta. Köszönöm erkölcsi és szakmai támogatását, tanácsait, útmutatásait, s nem kevésbé az irántam való kifogyhatatlan türelmét és derűt sugárzó bizalmát.

Köszönettel tartozom Dr. Hufnagel Levente szakmai konzulensemnek, aki a munkámhoz szükséges biológiai háttérismereteket számomra elérhetővé és emészthetővé tette, részletesen megbeszélte velem munkám ezer apró lépését, ötleteket adott, kritikával épített, biztatott, és bátorított, végül a dolgozatomat átolvasta, és hasznos megjegyzéseket fűzött hozzá. A vele való közös munkánk során a diszciplinák találkozásának megkapó élményében volt részem.

Tisztelettel köszönöm a munkahelyi vita opponenseinek, Tőkei László és Varga Zoltán professzor uraknak, hogy időt és fáradságot nem kímélve alapos odafigyeléssel átolvasták a dolgozatomat, s értékes észrevételeket fűztek hozzá. Külön köszönöm Tőkei László professzor úrnak, hogy olyan kiegészítéseket javasolt, mely a dolgozat olvashatóságát megkönnyíti, illetve Varga Zoltán professzor úrnak, hogy az irodalmi áttekintésből kimaradt lényeges elemekre felhívta a figyelmemet.

Köszönetemet fejezem ki társszerzőimnek, akikkel kutatómunkám valamelyik szakaszában együtt dolgoztunk: Erdélyi Évának, Dr. Gaál Mártának, Horváth Leventének, Dr. Hufnagel Leventének és Révész Andrásnak.

Köszönet illeti a BCE, KK Matematika és Informatika Tanszékét, annak minden munkatársát. A kollégáimmal való meleg, mondhatnám baráti kapcsolat nélkül, az ő segítő, támogató hozzáállásuk nélkül ez a munka nem született volna meg.

FOGALMAK ÉS JELÖLÉSEK

- a_j döntési lehetőségek 36
- aktivitási tényező 60
- árnyékkockázat 35
- bizonyossági ellenérték 37
- bizonytalanság 35
- CE certainty equivalent ld. bizonyossági ellenérték
- $cum R_t^{Ph}$ kumulált aktivitás a t időpontban a Ph fenofázis esetén 73
- $t \geq t_s$
- döntés hasznossága 37
- döntéstámogató rendszerek 15
- D_s szubjektív szórás 41
- D_t az y_i^{korr} értékekből számított (súlyozott) szórás 41
- DSS ld. döntéstámogató rendszerek
- E_s szubjektív várható érték 41
- E_t az y_i^{korr} értékekből számított (súlyozott) várható érték 41
- E, V hatásosság 49
- fenofázis, fenológiai fázis 73
- $f(x_{akt})$ az aktuális regressziós érték 41
- $F_{X,t}$ az X populáció egyedeire jellemző, a t időponthoz tartozó táplálékmennyiségtől függő tényező 60
- G_1, G_2 gyomnövény-populáció biomasszája 60
- GCM ld. általános cirkulációs vagy globális klimatikus modell 21
- hasznossági függvény 45
 - CARA, CRRA, DARA, DRRA, IARA, IRRA típusú 47
 - személyes 45
- hatásossági kritériumok 49
- hasznossági függvényen alapuló kritérium 50
- I_i az i -edik generáció imágófázisa 73
- IPCC alapelvek 21
- K_X az X populáció egyedeire jellemző maximális szaporodási ráta 60
- kockázat 35
- kockázathoz fűződő személyes viszony 45
- kockázati averzió 45
- kockázati prémium 46,
 - relatív 48
- kumulált aktivitás 73
- kvadratikusan programozás 52
- Latin hiperkocka-módszer 52
- lineáris programozás 52
- L_{ij} az i -edik generáció j -edik lárvafázisa 73
- LP ld. lineáris programozás
- m_t^{Ph} a Ph fenofázisú egyedek átlagos tömege a t időpillanatban 80
- M_1, M_2 monofág kártevő-populációk biomasszája 60
- maximális szaporodási ráta 60
- modell
 - általános cirkulációs vagy globális klimatikus 21
 - analitikus – empirikus 15
 - bizonytalansága 16
 - determinisztikus – sztochasztikus 15
 - érvényességi köre 16

érzékenysége 17
 fiziológiai 15
 folytonos – diszkrét 15
 kalibrálása 16
 paramétereinek meghatározása 16
 stabilitása 5
 statisztikus – szimulációs 15
 validálása 16
 Monte Carlo-módszer 52
 N termesztett növénypopuláció biomasszája 60
 NoI_t^{Ph} a Ph fenofázisú egyedek egyedszáma a t időpillanatban 80
 P polifág kártevő-populáció biomasszája 60
 Ph aktuális fenofázis 73
 Phyllips-módszer 41
 predációs tényező 60
 $P_{X,t}$ az X populáció egyedeire jellemző, a t időponthoz tartozó predációs tényező 60
 QP ld. kvadratikus programozás
 R ragadozópopuláció biomasszája 60
 risk aversion ld. kockázati averzió
 r_a abszolút kockázati averzió 47
 r_r relatív kockázati averzió 47
 RP kockázati prémium 46
 RRP relatív kockázati prémium 48
 $R_{X,t}$ az X populáció egyedeire jellemző, a napi középhőmérséklettől függő aktivitási tényező 60
 SEU subjective expected utility ld. szubjektív várható hasznosság
 S_i a döntési lehetőségek következményei (események) 36
 SW_t^{Ph} karakterisztikus függvény a t időpontban Ph fennállása esetén 74
 SSW_t^{Ph} simított karakterisztikus függvény a t időpontban Ph fennállása esetén 77
 szcenáriók 21
 BASE, GFDL, UKHI, UKLO, UKTR 21
 sztochasztikus dominancia 50
 általánosított 51
 elsőfokú 50
 másodfokú 51
 szubjektív várható hasznosság 39
 szubjektív valószínűség 39
 Taylor-sor-módszer 52
 t időváltozó (az év Julianus-napja) 60
 $T(t)$ a t időpontbeli napi középhőmérséklet 60
 t_s „első tavaszi nap”, azaz a vegetációs időszak kezdete 73
 t_w „első téli nap”, azaz a vegetációs időszak vége 73
 $U(a_i)$ hasznossági függvény (helyettesítési értéke) 38
 utility function ld. hasznossági függvény
 x_{akt} a kockázatelemzés időpontja 41
 X_{ij} a döntés hasznossága (utility) 37
 X_t egy tetszőleges populáció t időpontbeli biomasszája 60
 y_i^{korr} korrigált adatok 41