

Eötvös Loránd Tudományegyetem

Természettudományi Kar

Földrajz- és Földtudományi Intézet

Meteorológiai Tanszék

A 2012. április 29-i bugaci erdőtűz modellezése

– SZAKDOLGOZAT –



Takács Dominika

Földtudományi BSc – Meteorológia szakirány

Témavezető:

Dr. Lagzi István László

(BME TTK Fizika Tanszék)

Tanszéki konzulens:

Dr. Mészáros Róbert

(ELTE TTK Meteorológiai Tanszék)

Budapest, 2013

Tartalomjegyzék

Bevezetés	3
1. Szennyezőanyagok légköri transzportja és a terjedés modellezése	5
1.1. A modellezés jelentősége	5
1.2. A modellek típusai	6
1.2.1. Statisztikus modellek	6
1.2.2. Dinamikus modellek	7
1.2.2.1. Gauss-féle füstfáklya modell	9
2. A bugaci erdőtűz modellezése az ALOHA program segítségével	12
2.1. Az ALOHA program ismertetése	12
2.2. A program felépítése és az adatok betáplálása	13
3. A bugaci erdőtűz modellezése a HYSPLIT modell segítségével	21
3.1. A HYSPLIT ismertetése	21
3.2. A HYSPLIT Trajectory Model eredményei	22
3.3. A HYSPLIT Dispersion Model eredményei	25
Összefoglalás	32
Köszönetnyilvánítás	33
Irodalomjegyzék	34
Ábrajegyzék	36
Függelék	38

Bevezetés

Az ipari tevékenység és a közlekedés megjelenésével, valamint a századunkat jellemző felgyorsult fejlődés már magában számottevő környezeti terhelést jelent bolygónk számára. Nem is beszélve a baleseti kibocsátásból származó aggasztó társadalmi, gazdasági és ökológiai hatásokról.

Az antropogén eredetű szennyező források jelentős mennyiségű hidrokarbonátokat, szén-monoxidot, nitrogén-oxidokat, ólmot és egyéb összetevőket juttatnak a légkörbe, melyek egy része az erős napsugárzás hatására lejátszódó fotokémiai reakciók eredményeként különösen mérgezővé válik. A szennyeződéssel terhelt régiókban, a koncentrált hatás következtében, ezek az anyagok az emberi egészségen kívül, komoly károkat okozhatnak a természetes és a mezőgazdasági növényállományban is.

A mesterséges kibocsátás mellett, a légszennyezők természetes úton is a légkörbe kerülhetnek (tengeri sók, porviharok, szerves anyagok bomlása, sziklák mállása). Azonban, a természetes eredetű kibocsátás esetében döntő többségben képes az evolúció alkalmazkodni, amennyiben a légkör öntisztító mechanizmusa megfelelően működik (Czelnai et al., 1983).

A baleseti kibocsátásból adódó szennyeződés egyrésztől természeti csapás (vulkáni tevékenység, erdőtüzek), másrésztől emberi mulasztás (vegyi, biológiai, nukleáris baleset) révén kerülhet a légkörbe.

A Mt. St. Helens (é. sz. $46^{\circ} 12' 0''$, ny. h. $122^{\circ} 11' 21''$) vulkán 1980. május 18-án pusztító robbanással tört ki, mely Észak-Amerika legsúlyosabb természeti katasztrófájaként írta be magát a történelembe. A kitörés szokatlan módon, egy lejtőcsuszamlásnak köszönhetően, oldalirányban történt és a vulkán északi oldala így pillanatok alatt leomlott. Az explozív folyamat során a nagymennyiségű gomolygó gáz- és kitörési hamufelhő 20–22 km-es magasságba, a sztratoszférába is feljutott. A vulkanikus anyag javarészt szén-dioxidot, kén-dioxidot, vízgőzt, továbbá kén-hidrogént, port és hamut tartalmazott. A vulkáni tevékenység óriási károkat okozott, 500 km h^{-1} -s sebességgel a hegy 25 km-es körzetében letarolta az egész vidéket (tuzhanyo.blogspot.hu; wikipedia.hu).

A csernobili (é. sz. 51° 23' 23", k. h. 30° 5' 59") reaktorbalesetet, mely 1986. április 26-án történt, az egyik legjelentősebb ipari katasztrófaként tartják számon. Az erőművet súlyosan megrongáló gőzrobbanás következtében hatalmas mennyiségű radioaktív izotóp és por, valamint égő grafit- és hasadóanyag-darabok kerültek a szabadba (Vincze *et al.*, 2006). A reaktorból kilépő szennyezőanyag csóvája Európa jelentős részén szétterítette a különféle radioaktív anyagokat, főként a jód és cézium izotópokat. A radioaktív csapadék hatására a levegőbe és talajba kerülő jód belégzése, valamint a szennyezet fűvet legelő tehenektől származó tej fogyasztása a pajzsmirigy fokozott sugárterhelésében játszott szerepet. A sugárzás-epidemiológiai vizsgálatok eredményei a kontrollcsoport tagjai között, a sugárzás által előidézett leukémia és keringési rendszerbeli megbetegedések, illetve az ez okból eredő halálozások számának 5%-os megnövekedését jelezték. Ezen túlmenően a nukleáris baleset következtében a felszíni vízrendszerek is elszennyeződtek. Míg kezdetben a radioaktív jód, később a radioaktív cézium felhalmozódása idézett elő magas aktivitáskoncentrációt a halakban, mely emelte az emberekbe jutó dózist a ⁹⁰Sr-nel szemben, mivel az előbbi az izomzatba, addig az utóbbi a halak csontozatába épült be (haea.gov.hu; nucnet.org).

A légszennyezés egyre súlyosbodó problémát vet fel valamennyi élőlény számára. A környező levegő tisztaságának védelmében a levegőminőség-vizsgálati és annak ellenőrzésével foglalkozó kormánysszervek jogszabályban rögzített levegőminőségi határértékeket (immisszió norma) állítottak fel a leggyakoribb légszennyező anyagokat illetően (Czelnai *et al.*, 1983). Ezen túlmenően, a szennyezőanyagok légköri transzportjának, a koncentráció térbeli és időbeli alakulásának minél pontosabb előrejelzésére és leírására szolgáló matematikai modellek szerepe is rohamosan növekszik.

1. Szennyezőanyagok légköri transzportja és a terjedés modellezése

1.1. A modellezés jelentősége

A Föld felszínét körülölelő gázburkot, melyet a bolygó mozgása (tengely körüli forgás, illetve a Nap körüli keringés) során magával visz, a Föld atmoszférájának nevezzük. A levegő anyagi összetétele szerint különféle gázok mellett cseppfolyós és szilárd részecskék (aeroszol-részecskék) keverékeként definiálható. A gáz halmazállapotú összetevők légköri tartózkodási idejük alapján tovább osztályozhatók, így megkülönböztetünk állandó, változó, valamint erősen változó gázokat. Míg a légkör alsó rétegét alkotó főbb anyagfajták (nitrogén, oxigén, argon) koncentrációjukat tekintve viszonylag állandóak hosszú időn keresztül, addig az elsődleges és másodlagos légszennyezők rövid tartózkodási ideje miatt koncentrációjuk szembetűnőbb változást mutat mind térben és időben. Ezenfelül, a légköri gázok egymáshoz viszonyított aránya értelmében két rétegre oszthatjuk a légkört, úgymint homoszféra és heteroszféra. Az előbbi esetében a légköri átkeveredésnek, a turbulens mozgásoknak köszönhetően alakul ki egy közel homogén összetétel, ezzel ellentétben a lamináris áramlások nem képesek megakadályozni a légkör összetételének molekulasúly szerinti szétválását a heteroszférában. Mindent összevetve látható, hogy a légkör egy rendkívül összetett rendszerként értelmezhető, mely komplexitásért a légkörben zajló különféle fizikai és kémiai folyamatok együttesen felelősek (*Bartholy et al., 2009; Lagzi, 2008; Seinfeld and Pandis, 2006*).

A légszennyező anyagok környezeti hatásának figyelemmel kísérése során a vizsgált területen kihelyezett mérőműszerek konkrét immisszió méréseket végeznek, mely által megállapítható, hogy a kibocsátó forrás okozta koncentráció meghaladja-e az egészségügyi, valamint környezetvédelmi szempontból a jogszabályokban előírt értékeket. Ugyanakkor a mért adatok nem kezelhetők teljes körű biztonsággal, hiszen a szennyezőanyag koncentrációja nagymértékben függhet a légmozgástól, mely a forrásterülettől távolodva felhígulhat, vagy éppen más forrásból odakerülő szennyeződés befolyásolhatja az alapterhelés értékét. Ezen túlmenően, a minél pontosabb és részletesebb megfigyelés, valamint elemzés sűrű mérőhálózat kiépítését igényli. A mérőállomások által szolgáltatott adatok csak egy bizonyos helyen és

időpillanatban jellemzik a légköri állapotokat, azonban a teljes lefedettség fizikailag megvalósíthatatlan, mivel mindig adódnak egyrészt olyan terepviszonyok, melyek gátolják a hozzáférhetőséget. Másrészt egyes légszennyezők képződését alapvetően befolyásolhatják különféle meteorológiai tényezők, melyek megnehezíthetik a várható koncentrációértékek előrejelzését. Ilyen helyzetekben kiemelt jelentőséggel bírnak a matematikai modellek. Ennek ellenére, a terjedésmodellezés során is felmerülhetnek nehézségek, a számítások torzult közelítést adnak és ezáltal akár használhatatlanná válik a módszer. A pontatlanság eredhet egyrészt számos egyszerűsítő feltétel alkalmazásából, valamint további korlátokba ütközhetünk, ha nincs elegendő ismeretünk a különféle meteorológiai viszonyok, a felszín érdességének és a hígulási folyamatok leírásához, melyeket elegendő biztonsággal átültethetnénk a modellekbe. A modellek kiértékelése során felmerülő hiányosságok további terepmérések elvégzését indokolják, melyek segíthetik a korrekciók kivitelezését és így a modellek szélesebb körű használhatóságát. Mitöbb, a matematikai modellek fejlesztésében egyre komolyabb szerepet játszik a szennyezőanyagok terjedésének fizikai modellezése (*Gács és Katona, 1998; Lagzi, 2008; Seinfeld and Pandis, 2006*).

1.2. A modellek típusai

A légköri modelleknek alapvetően két csoportját különböztetjük meg: fizikai és matematikai modellek. A fizikai modellezés esetében a légköri folyamatok elemzésére egy adott forrásterület szélcsatornában elhelyezett makettje szolgál (*Seinfeld and Pandis, 2006*).

A matematikai modelleket is két típusba sorolhatjuk, aszerint, hogy milyen módon becsüljük meg a légköri állapotokat.

1.2.1. Statisztikus modellek

A meteorológiai mérőhálózatok, valamint a levegőminőségi jelentések által szolgáltatott információk lehetővé teszik korábbi mérések statisztikai elemzését. Így, a hasonló körülmények között kialakult, azon meteorológiai állapothatározók együttállása esetén, melyek befolyásolják az adott légszennyező koncentrációalakulását, valószínűsíthető az anyag várható koncentrációja. Logikusan, minél nagyobb adatbázisból dolgozunk és minél magasabb dimenziójú paraméterteret használunk, annál megbízhatóbbá válik a modellünk. Emiatt, értelemszerűen, extrém állapotok

kiértékelése esetén a modell túlságosan nagy hibával terheltté válik. A statisztikus modellezés jelentősége főként egyszerűségében rejlik, továbbá alacsony fejlesztési költségek és anyagi ráfordítás jellemzi (Szepesi, 1989; Lagzi, 2008; Seinfeld and Pandis, 2006).

Ugyanakkor, manapság egyre kevésbé elterjedt az alkalmazásuk, hiszen csupán a meglévő adatokra támaszkodva, nem képesek az időben változó folyamatokat figyelemmel kísérni. Következésképpen, a kibocsátásban kialakuló jelentős változások előzetes megbecslésére ilyen módon alkalmatlanná válnak a statisztikus modellek. Ezen túlmenően, olyan területek szennyezőanyag-terheléséről sem tudunk előrejelzést készíteni, ahol mérőállomások nem állnak rendelkezésre (Szepesi, 1989; Lagzi, 2008).

1.2.2. Dinamikus modellek

Az előbbiekkal ellentétben a dinamikus modellek ideálisak hatékony beavatkozási stratégiák kidolgozására, ezzel segítve a döntéshozók munkáját. A szennyező anyagok mennyiségének, kémiai összetételének és területi eloszlásának időbeli változásait mutatják az alapvető fizikai és kémiai folyamatok leírásával (Lagzi, 2008).

A terjedési modellek szemléletmódjuk szerint tovább osztályozhatók. Az Euler-féle leírás esetében a használt vonatkoztatási rendszer egy háromdimenziós, földhöz rögzített Descartes-féle koordináta-rendszer. A térbeli koordináták által meghatározott tér áramlási mezejének időbeli változását reprezentálja, vagyis a rendszert jellemző termodinamikai állapotváltozók és a sebességmező leírására szolgál az idő függvényében. Euleri megközelítésben az anyagfajták terjedését, koncentrációinak időbeli változását – a szennyezőanyagok turbulens diffúziójának figyelembevételével – egy parciális differenciálegyenlet-rendszer adja meg (Czelnai et al., 1983; Lagzi, 2008).

A Lagrange-féle leírásnál mozgó vonatkoztatási rendszerben dolgozunk, azaz a vizsgált levegőtest együtt mozog a légáramlásokkal. Tehát a Lagrange-i megközelítés során az egyes elemi légtestek helyzetének és termodinamikai állapotváltozásának leírására szorítkozunk. Egy légcellát végigkísérek valamilyen trajektória mentén, – térbeli információ kinyeréséhez többször is elvégzem a feladatot – majd az áramvonalak összességéből kirajzolódik az előrejelzendő csóva. A vizsgált légcelláról feltételezzük, hogy a térben homogén összetételű, az anyagfajták emissziójából származó anyagforgalmat leszámítva, nincs kicserélődés a levegőtest és környezete között

(Seinfeld and Pandis, 2006). A turbulens diffúzió elhanyagolásával a szennyeződés hígulási folyamata nem tükrözheti a valóságot. Megfelelően megválasztott kezdeti feltételek mellett egy közönséges differenciálegyenlet-rendszer írja le a rendszer időbeli változásait (Czelnai et al., 1983; Lagzi, 2008).

A dinamikus modellek csoportosítását a szennyezőanyagok koncentrációjának térbeli alakulása szerint is elvégezhetjük (Gács és Katona, 1998). A légszennyeződési folyamatok hatótávolsága szoros kapcsolatban áll a modellezés időtartamával, így a vizsgált folyamat karakterisztikus ideje arányosan változik a modell karakterisztikus méretével. Emiatt viszonylag pontosan megválasztható a szennyeződés leírására legalkalmasabb kémiai mechanizmus a folyamatok térbeli és időbeli kiterjedése alapján. Ezek előrebocsátásával a terjedési modellek jellemző méreteit és a kibocsátások típusait az I. táblázat foglalja össze (Lagzi, 2008).

Térbeli skála	Horizontális méret	Forrás típusa
utcahasadék modell <i>street canyon model</i>	100 m – 1 km	egyedülálló és alacsony pont/vonal/területi forrás
lokális léptékű modell <i>local scale model</i>	100 m – 100 km	több pont/vonal/területi forrás
városi léptékű modell <i>urban scale model</i>	10 km – 500 km	magas pont/ területi forrás vagy összetett forrás (városi füstfáklya)
regionális modell <i>large scale model</i>	100 km – 3000 km	városi méretű összetett forrás (települési füstfáklya)
kontinentális modell <i>macro scale model</i>	> 3000 km	regionális méretű összetett magas forrás (regionális füstfáklya)
globális modell	Föld egységes légköre	kontinentális méretű összetett csóvák

I. táblázat

A dinamikus modellek osztályozása térbeli kiterjedésük szerint

1.2.2.1. Gauss-féle füstfáklya modell

A füstfáklya modell tekinthető a legrégebbi és leggyakrabban használt modelltípusnak (Szepesi, 1989), mely az egyedi, magas pontforrások kibocsátásának lokális hatását követi nyomon. A pillanatszerű forrásokból származó szennyezőanyag-transzport előrejelzéséhez célszerű a füstfáklya modellek egyik alváltozatát, az úgynevezett puff modellt alkalmazni (Gács és Katona, 1998).

A légköri transzportfolyamatok figyelemmel kísérése során elengedhetetlen az áramlási mező alapos ismerete, ugyanis a turbulens áramlás nagy átviteli képességéből adódóan előidézett keveredés (turbulens diffúzió) felelős az anyagfajták légköri elkeveredéséért és hígulásáért. A hígulás hatása jelentős mértékben függ a turbulencia elemek (légköri zavarok, örvények) karakterisztikus méretétől. Míg a szennyezőanyag-felhő méretét meghaladó turbulens örvény csak áthelyezi, addig az azzal összemérhető örvény szétszaggatja a felhőt kisebb pamacsokra, elősegítve a környező levegővel való átkeveredést, melynek hatására csökken az anyagfajták koncentrációja. A légmozgásokat jellemző változó periódusú és amplitúdójú fluktuációk pedig kényes mozgásra kényszerítik a szennyezőanyag-felhőt (Czelnai et al., 1983). A folyamat leírásához vegyük alapul a tömeg folytonosságát kifejező kontinuitási egyenletet (Lagzi, 2008):

$$\frac{\partial \mathbf{c}}{\partial t} + \nabla(\mathbf{u}\mathbf{c}) = \nabla \mathbf{D} \nabla \mathbf{c} + S(\mathbf{c}, x, y, z, t), \quad (1.1)$$

ahol $\mathbf{c}(x, y, z, t) = (c_1, c_2, \dots, c_n)$ vektor az anyagfajták térben és időben változó koncentrációja, $\mathbf{u}(x, y, z, t) = (u_x, u_y, u_z)$ a háromdimenziós szélmező, $\mathbf{D}(x, y, z, t) = (D_1, D_2, \dots, D_n)$ vektor a közeg molekuláris diffuzivitását jelöli, $S(\mathbf{c}, x, y, z, t)$ az anyagfajták forrásait és nyelőit képviseli. A ∇ Nabla operátor a divergenciára utal, mely kifejezhető a parciális deriváltak összegeként.

Elhanyagolva a molekuláris diffúziót a turbulens diffúzióhoz képest, majd ezek alapján átalakítva az összefüggést, a következő eredményre jutunk:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \mathbf{c}}{\partial t} + u_x \frac{\partial \mathbf{c}}{\partial x} + u_y \frac{\partial \mathbf{c}}{\partial y} + u_z \frac{\partial \mathbf{c}}{\partial z} \\ = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial \mathbf{c}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial \mathbf{c}}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial \mathbf{c}}{\partial z} \right) + S(\mathbf{c}, x, y, z, t), \end{aligned} \quad (1.2)$$

ahol $K_x(x,y,z,t)$, $K_y(x,y,z,t)$ és $K_z(x,y,z,t)$ a turbulens diffúziós együtthatók a három térirányban. Tehát a transzport egyenletet (Seinfeld and Pandis, 2006) kapjuk meg, ami, a fent említettek szerint, a szennyezőanyagok terjedését leíró dinamikus modellek alapját képezi (Czelnai et al., 1983; Lagzi, 2008).

Több egyszerűsítő feltétel teljesülésekor a transzport egyenlet megoldása a Gauss-féle egyenlethez vezet, melyből egyszerűen számítható a pontforrásból kikerülő szennyezőanyag koncentrációjának térbeli eloszlása (Lagzi, 2008).

Az alábbi feltételek mellett:

- stacionárius kibocsátási (folyamatos és időben állandó) és meteorológiai állapotok,
- komplex felszín feletti terjedés követésére alkalmatlan, emiatt a földfelszín sík, mely a szennyezőanyagot teljesen visszaveri (Czelnai et al., 1983), ezáltal a légkörből való kikerülési folyamatokat kizárjuk (Gács és Katona, 1998),
- a szélmezőnek csak az egyik (x irányú) komponense nem zérus,
- az uralkodó szélirányban (x irányú) csak advekciónak van, a turbulens diffúzió szennyezőanyag szállító hatása elhanyagolható a szél általi transzportéhoz képest (Gács és Katona, 1998),
- a horizontális és vertikális irányú kicserélődési együtthatók megegyeznek (Czelnai et al., 1983),
- a kémiai reakciókat figyelmen kívül hagyjuk, így a szennyezőanyag nem alakul át.

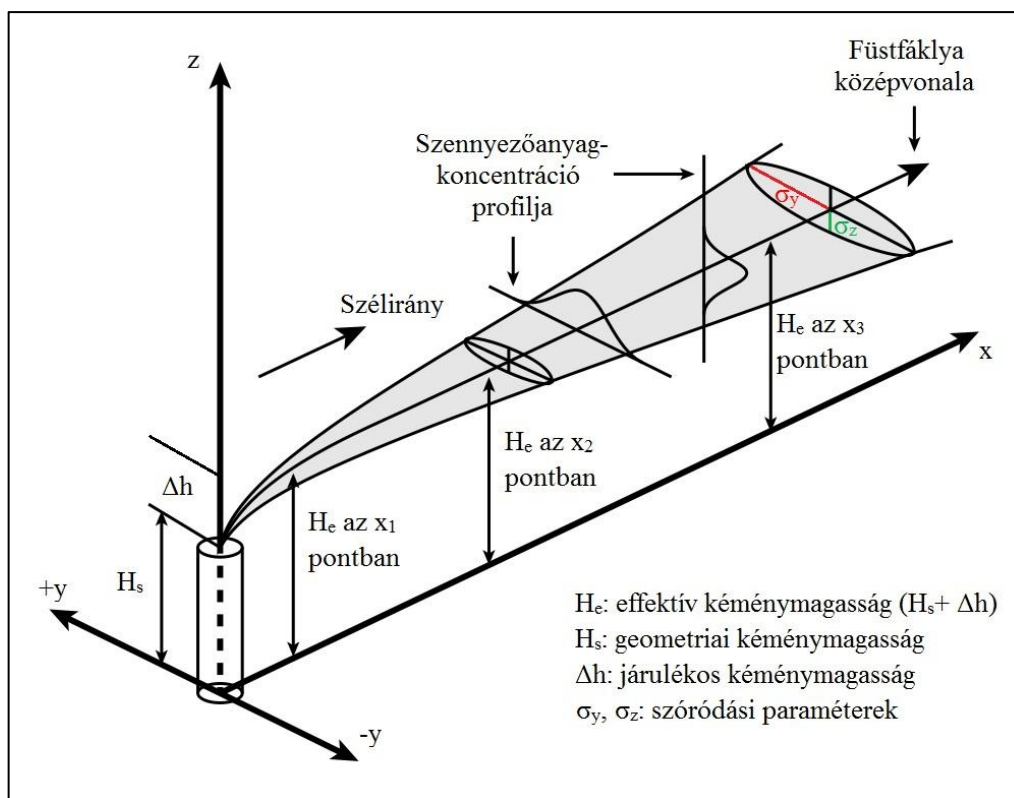
A terjedés differenciálegyenletének legegyszerűbb megoldása, vagyis a Gauss-egyenlet a következő alakban írható fel (Gács és Katona, 1998):

$$c(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u_x} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left[\exp\left(-\frac{(z - H_e)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z + H_e)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right], \quad (1.3)$$

ahol Q a kibocsátott szennyezőanyag mennyiségét, H_e az effektív kéménymagasságot jelöli. A Gauss-modellben szereplő σ_y és σ_z szóródási paraméter-értékek sík vidéken a légköri stabilitástól és a forrástól mért (x irányú) távolságtól függenek. A kialakuló koncentráció arányosan változik a forrásintenzitással és fordítottan arányos a szélességgel (Gács és Katona, 1998; Lagzi, 2008).

A kibocsátott szennyezőanyag a forrásból távozva emelkedésnek indul, majd az effektív kéménymagasságot elérve, megkezdődik a szennyeződés terjedése a három

térirányban (1. ábra). Az emelkedési szakaszban a függőleges irányú elmozdulást (járulékos kéménymagasság) a kibocsátott anyag mozgási energiája és a hőkibocsátásból adódó, a füstgáz és a környezeti levegő közötti fajsúlykülönbség idézi elő. Ezen túlmenően, a létesítmény épített és effektív forrásmagassága közötti eltérés nagysága jelentős mértékben változhat a légkör pillanatnyi állapotától függően is (Gács és Katona, 1998).



1. ábra

A Gauss-féle füstfáklya szemléltetése (forrás: www.en.wikipedia.org)

A vízszintes tengelyű terjedés párhuzamos az uralkodó széliránnyal, míg az oldalirányú terjedés, voltaképpen az y és z irányú koncentrációváltozás leírása Gauss-eloszlás formájában történik és a Gauss-görbe maximuma – legmagasabb koncentrációérték – a füstfáklya középvonalába esik (Gács és Katona, 1998).

Annak ellenére, hogy a levezetés során számos egyszerűsítő feltevést és közelítést alkalmaztunk, melyek a valóságban meglehetősen ritkán fordulnak elő, a modell még így is elfogadható pontossággal szemlélteti a szennyeződés szélre merőleges irányú terjedésének statisztikus jellegét (Gács és Katona, 1998).

2. A bugaci erdőtűz modellezése az ALOHA program segítségével

2.1. Az ALOHA program ismertetése

Az ALOHA (Areal Locations of Hazardous Atmospheres) egy, az Amerikai Környezetvédelmi Minisztériumban a NOAA¹ és az EPA² által kifejlesztett program.

Segítségével modellezhető egy adott vegyi kibocsátás során a légkörbe kerülő toxikus anyagok várható terjedési útja. A program nyújtotta kulcsfontosságú adatok ismeretében a döntéshozók megkezdhetik a hatékony intézkedési terv kidolgozását – a környezet terhelésének csökkentésére a baleset okozta károk és veszélyeztető hatások felszámolása –, ezáltal kritikus helyzetben azonnali katasztrófavédelmi óvintézkedések tehetők (*response.restoration.noaa.gov*).

A rendszer hozzávetőlegesen 6000 vegyi anyag sajátosságait tartalmazza, ebből mintegy 1000 veszélyes anyag esetében grafikusán is ábrázolható a terjedési modell. Egy komoly egészségügyi következményekkel járó balesetet követően – a kibocsátott szennyezőanyag fizikai, kémiai és toxikológiai tulajdonságaira alapozva, melyeket a program figyelembe vesz –, megbecsülhető a kiürítendő terület nagysága, továbbá meghatározható a szükséges védőeszközök típusa és az esetleges közömbösítő anyagok fajtája. Emiatt lakosságvédelmi szempontból kitüntetett szerepet játszik a program, ugyanis a légkörbe jutott szennyeződés mértéke, körülményei és a veszélyt jelentő vegyi anyag jellemzői értelmében iránymutatást ad az elsődleges beavatkozók (tűzoltóság, mentőszolgálat) számára is (*vedelem.hu*).

Az ALOHA segítségével megállapítható az eltérő forrásokból távozó vegyi anyagok szabadba jutási körülményei és terjedési folyamata. Ilyen módon végezhetünk számításokat gázvezetékek csőtörése esetén; henger vagy gömb alakú tartályok szivárgásakor; ipari tevékenység során visszamaradt anyagok párolgásakor vagy robbanásakor, valamint közvetlen forrásból származó toxikus anyagok esetében (*response.restoration.noaa.gov*; *vedelem.hu*).

¹ National Oceanic and Atmospheric Administration

² Environmental Protection Agency

A modell számításai során figyelembe veszi az érintett terület meteorológiai viszonyait, a környezet jellemző paramétereit, úgymint a felszín érdessége, beépítettség, valamint más, az áramlás útjában álló akadályokból (fák, bokrok) származó módosító elemeket.

A program – az adatok kiértékelésekor – úgynevezett veszélyességi zónákon (threat zone) keresztül szemlélteti a vizsgált terület szennyezőanyag-terhelését. Veszélyességi zónának nevezzük azon területeket, ahol a kibocsátott anyag kockázatot jelentő attribútuma (mérgezőképesség, gyúlékonyság, sugárzás, túlnyomás) meghaladja a felhasználó által beállított koncentrációbeli küszöbértéket (LOC³). Az ALOHA együttműködik különféle digitális térképszoftverekkel (MARPLOT, ArcView/ArcGIS, ArcMap, Google Earth), így lehetőséget biztosít a kapott veszélyességi zóna földrajzi megjelenítésére is (*response.restoration.noaa.gov*; *vedelem.hu*).

2.2. A program felépítése és az adatok betáplálása

Az ALOHA programmal (Gauss-típusú modell) végeztük a bugaci erdőtűz füstfáklyájának a szimulációját. A program elvárja, hogy a szennyezőanyag-felhő alatti felszín sík és akadályoktól mentes legyen, ezáltal minimalizálva a szélnyírás és a domborzatból fakadó erősen zavart áramlás lehetőségét. Továbbá feltételezi a meteorológiai helyzet és az emissziós körülmények – a maximálisan 60 perces időtartam alatt, illetve a mindössze 10 km-es hatótávolságban (biztosítva a szél irány- és sebességbeli homogenitását a vizsgált tartományon belül) – állandó mivoltát. Mindemellett, figyelmen kívül hagyja a szennyeződés kémiai átalakulásait.

A számítások végrehajtásához a kibocsátás körülményeit balról jobbra haladva kell az ALOHA megadott menüpontjai szerint betáplálni, ahhoz, hogy a soron következő lépés elérhetővé váljon.

Első alkalommal a kibocsátás helyszínére vonatkozó információkat adjuk meg. Az erdőtűz a Kiskunsági Nemzeti Park ősbőrökás tájvédelmi területén, a bugaci pusztán keletkezett. A terület az északi szélesség 46,687°-on és a keleti hosszúság 19,678°-on helyezkedik el (*wikipedia.hu*), valamint tengerszint feletti magassága 111 m (*population.mongabay.com*). Mivel Bugac az Alföldön fekszik, így a felszín jó közelítéssel síknak tekinthető. A továbbiakban az eset pontos idejéről és arról, hogy

³ Level of Concern

melyik időzónában található a forrásterület, tájékoztatnunk kell a programot. A tűz 2012. április 29-én, vasárnap délelőtt kezdett el égni a bugaci pusztán (*met.hu*). A NASA Terra műholdja 11:55-kor, nem sokkal a tűz kitörését követően rögzítette első felvételét az érintett területről (2. ábra). A tűz kitöréséről hiteles információ hiányában úgy döntöttünk, hogy a modell indítása 11:00-ára essen. A modellezés során nem volt



2. ábra

A Terra műhold MODIS műszerrel készült kompozit képe a bugaci erdőtűzről
2012. április 29. 11:55 (forrás: *www.met.hu* és *NASA*)

szükséges a koordinált világidővel (UTC⁴) számolnunk, mivelhogy a program figyelembe vette a helyi idő eltérését a GMT⁵-vel szemben, a nyári időszámítást is beleértve.

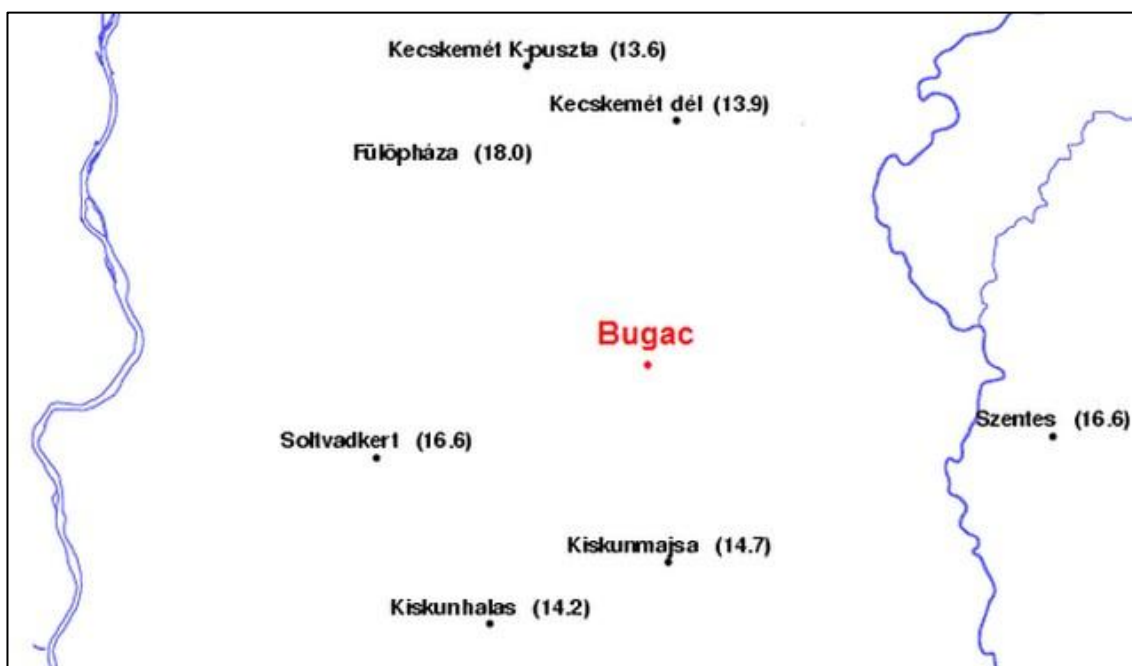
Az ALOHA programot eredendően vegyi kibocsátásból származó szennyezőanyagok légköri terjedésének modellezésére fejlesztették ki, elősegítve az esettanulmány jellegű vizsgálatokat havária esetek kiértékelésével vagy elhárítási tervek készítésével (*Gács és Katona, 1998*). Ennélfogva, a program adatbázisa csupán

⁴ Coordinated Universal Time
⁵ Greenwich Mean Time

tiszta vegyi anyagok, illetve öt vegyület fizikai tulajdonságait és toxikológiai adatait tartalmazza. Így, a számunkra kiemelt jelentőségű PM_{10} sem található meg az adatbázisban. Ebből kifolyólag, a vizsgálandó anyagunknak a xenont választottuk, mely normál körülmények között meglehetősen inaktív módon viselkedik más vegyületekhez viszonyítva.

A következőkben az uralkodó meteorológiai viszonyokat tárgyaljuk. A meteorológiai adatok Kecskemétre vonatkoznak, a 2012. április 29. 9:00 UTC-s szinoptikus távirat alapján (ogimet.com).

Az áramlási mező homogénnek tekinthető, a szél tízperces átlagsebessége 7 m s^{-1} és a szélirány $155^\circ\text{--}165^\circ$ (DDK). A viharos erejű szellőkések (3. ábra) elősegítették a tűz terjedését és az eset utáni első órákban a többnyire délkeleti szél juttatta el a füstöt Budapest irányába. A II. táblázat adatai alapján is megállapítható, hogy Bugac 50 km-es környezetében a délelőtti órákban javarészt délkeleti szél fűjt, mely a füstöt északnyugati irányba sodorta (érintve Budapest déli részét), majd délután (15 óra után) déliesre fordulva a szél, északi irányba terjedt tovább a füst.



3. ábra

Bugac környéki állomásokon mért maximális szellőkés értékek m s^{-1} -ban
2012. április 29. (forrás: www.met.hu)

Állomás	Maximális szélökés nagysága (m s^{-1})	Maximális szélökés iránya	Maximális szélökés időpontja	Átlagos szélsébsesség a maximális szélökés 10 percében (m s^{-1})	Átlagos szélirány 15 óra után
Kiskunmajsa	14,7	DK	12:20	7,5	D
Kecskemét dél	13,9	DK	10:40	9,1	D
Soltvadkert	16,6	DK	11:10	8,0	D
Fülöpháza	18,0	DK	11:00	8,2	D
Kiskunhalas	14,2	DK	10:50	6,8	D
Kecskemét K-pusztá	13,6	DDK	11:50	4,8	DDK
Szentes	16,6	DK	12:20	10,5	DDK

II. táblázat

Bugac környéki állomásokon mért széladatak

2012. április 29. (forrás: www.met.hu)

A levegőszennyezők terjedésének vizsgálata során elengedhetetlen a légrétegződés stabilitásának ismerete, hiszen a légkör stabilitása jelentős mértékben befolyásolhatja a szélmező örvényességét, ezáltal a szennyezőanyagok hígulási folyamatát. A felszín közeli levegő rétegződése több tényező függvényében alakul, mint a felszín érdessége, a szélökés és széllyírás, a felhőzet, illetve a hőmérsékleti profil (Ács és Vincze, 2009).

A felszín érdességének tárgyalása a terjedési vizsgálatok egyik kritikus pontja. A modell – számításai során – kiváltképp érzékeny az érdességi paraméterre, mivel az érdességként értelmezhető felszíni elemek függvényében nagymértékben változhat a felszín közeli átkeveredés intenzitása. Azonban a terület érdességének egyértelmű megválasztását nehezíti az eltérő jellegű körzetek váltakozása, azaz valós viszonyok között ritkán fordul elő az érdesség nagyobb területen vett homogenitása (Gács és Katona, 1998). Tekintettel arra, hogy az erdőtüz füstfáklyája jórészt síksági területen

vonult végig, és a növényzettel viszonylag egyenletesen borított területnek köszönhetően, az érdességi paraméter értékét $z_0 = 0,1$ m-nek vettük. A helyszínről készített felvételeken is jól látható, hogy az érdes felszín a füstöt erőteljes gomolygásra készítette, majd rövid időn belül a légkör magasabb rétegeibe emelkedett (*met.hu*), így a füstfáklya magasságához képest az érdességi elemek által borított terület jóformán homogénnek tekinthető.

Az eget borító felhőzet arányából képes a program a besugárzás mértékére következtetni, mely döntő szerepet játszik a hőmérsékleti rétegződés és ezáltal a szél örvényességének kialakításában. A szinoptikus jelentésben a borultságra utaló adat szerint az összfelhőzet mennyisége 2 okta volt a tűz keletkezése idején. Az előbbi adat, valamint a felszín érdességét tekintve a program automatikusan a D kategóriát adta meg a Pasquill-féle skálán a légrétegződést illetően.

A légköri rétegződést jellemző Pasquill-féle kategóriák empirikus módon, könnyen észlelhető jelenségekhez kapcsolva definiálja a legnagyobb valószínűséggel előforduló állapotokat (*Gács és Katona, 1998*). A következő hat kategóriát használjuk a felszín közeli levegő rétegződésének becslésére:

- A – erősen labilis: felhőtlen, napsütéses napok gyenge széllel
- B – közepesen labilis: csekély felhőzetű napok gyenge széllel
- C – enyhén labilis: szeles, csekély felhőzetű vagy kevésbé szeles, felhős napok
- D – semleges: szeles, alacsony felhőzetű éjszakák vagy szeles, felhős napok
- E – enyhén stabil: csekély felhőzetű éjszakák gyenge széllel
- F – erősen stabil: szélcsendes, tiszta éjszakák

A vizuálisan becsülhető tényezők mellett, úgymint besugárzás és borultság, a Turner kritériumrendszerben szükséges a talaj közeli (10 m-re vonatkozóan) szélesebesség megadása is (*III. táblázat*). A szélesebesség (7 m s^{-1}) és a meteorológiai észlelési adatok alapján is neutrális (esetleg enyhén labilis a nappali órákban erős napsugárzás miatt) légrétegződés feltételezhető. Az ilyen típusú légállapot esetén a hőmérsékletkülönbségből adódó sűrűségkülönbség nem akadályozza, de nem is idézi elő a légtömegek függőleges kicserélődését. A különböző magasságú rétegek viszonylag jó átkeveredését a nagy szélesebesség biztosíthatta, de az intenzív hőcsere következtében a kialakult helyzet szintén a semleges állapothoz (termikus egyensúlyhoz közeli) vezetett vissza (*Gács és Katona, 1998*). Ennek az állapotnak tulajdonítható,

hogy a szennyezőanyag-felhő nem szétterülve hígult fel kis távolságon (ami inkább labilis rétegződés esetén állna fenn), hanem a szélviszonyoknak és az áramlás irányában jellemző mérsékelt turbulenciának megfelelően viszonylag magas koncentrációban érte el a főváros déli részét.

Szélesség a talajközben	Nappal a besugárzás mértéke			Éjszaka a felhőzet aránya	
$u \text{ [m s}^{-1}\text{]}$	erős	közepes	gyenge	$\geq 4/8$	$\leq 3/8$
< 2	A	A – B	B	–	–
2 – 3	A – B	B	C	E	F
3 – 5	B	B – C	C	D	E
5 – 6	C	C – D	D	D	D
> 6	C	D	D	D	D

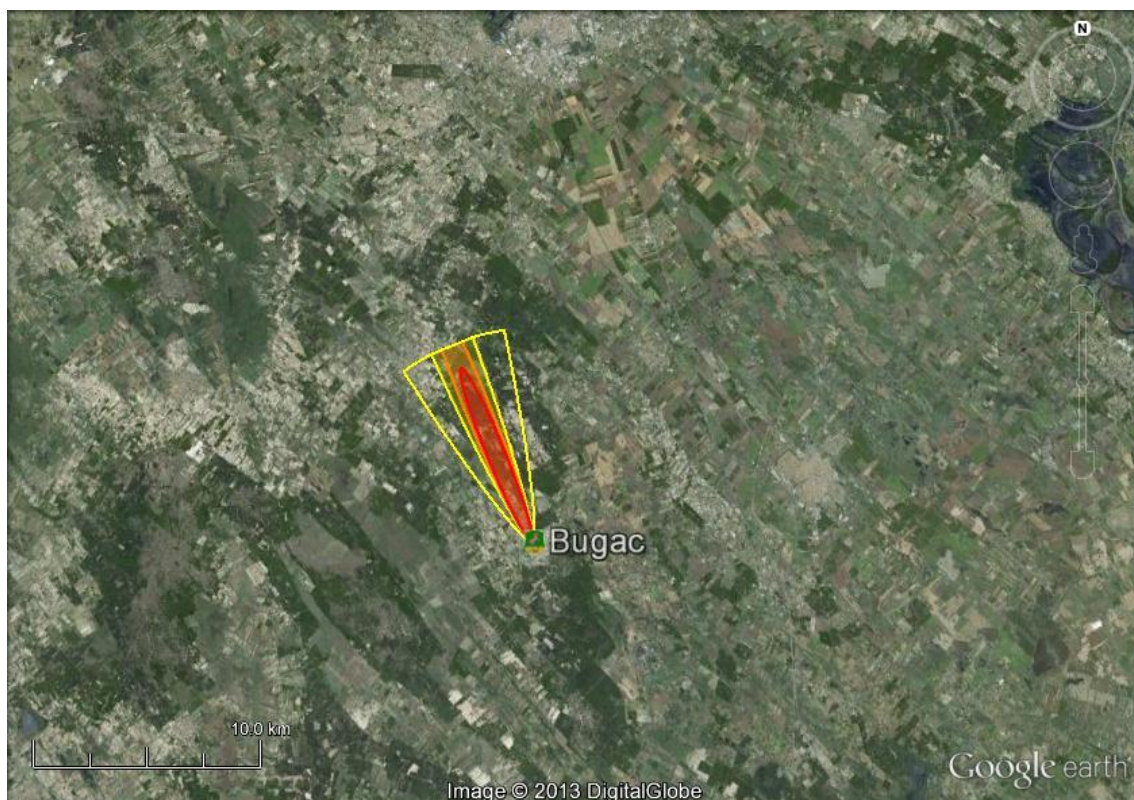
III. táblázat

A Pasquill-féle légköri stabilitási kategóriák Turner kritériumrendszerében

(forrás: Ács és Vincze, 2009)

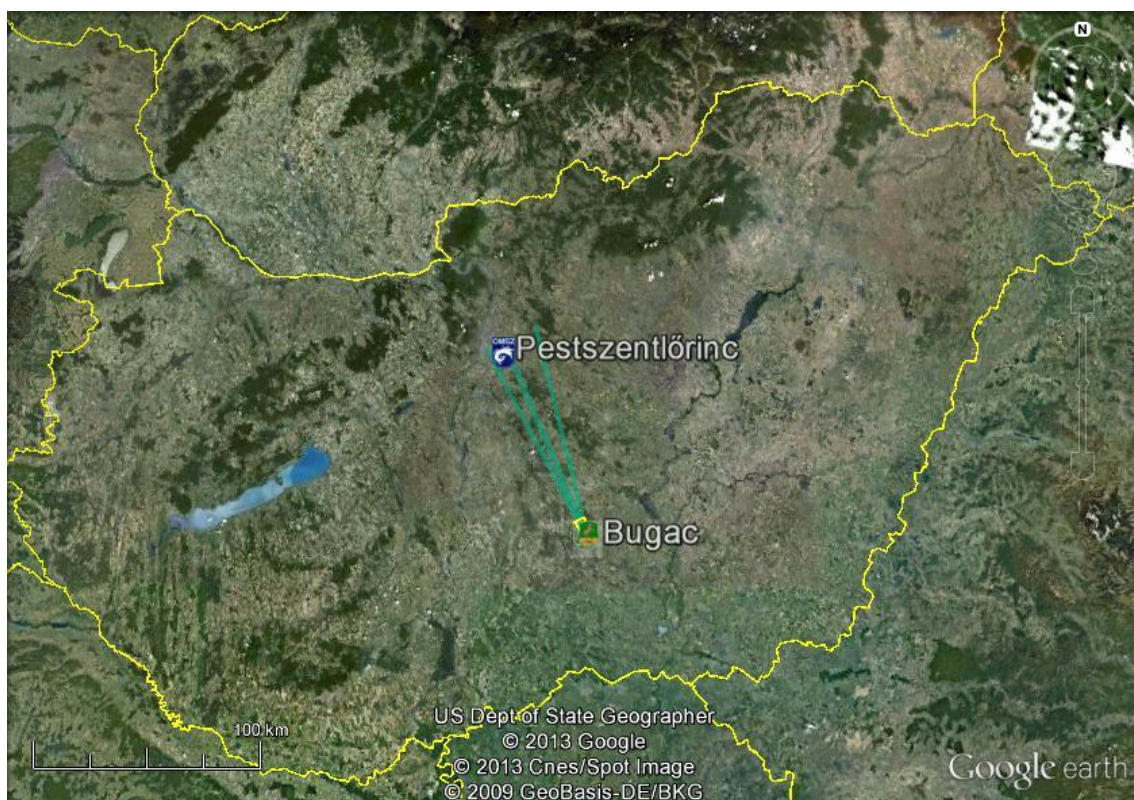
Végül, a kapott adatok értelmében a program grafikusán szemlélteti a veszélyességi zónákat a légszennyezettség különböző szintjei szerint. A piros színű zóna jelenti a legkockázatosabb környezeti terhelést. A 4. ábrán jól látható, hogy Bugactól még közel 10 km-es távolságban is igen kedvezőtlen a szálló por koncentrációja. Szemcseméret alapján a szálló pornak két fajtáját különböztetjük meg, $a \leq 2,5 \text{ }\mu\text{m}$ -nél kisebb szemcsék a véráramba kerülve (belégzéskor a tüdőben felszívódva) keringési és légzőszervi betegséget okozhatnak. A $\text{PM}_{2,5}$ -lel szemben a $10 \text{ }\mu\text{m}$ átmérőjű, úgynevezett PM_{10} kevésbé egészségkárosító, de hatása még így sem elhanyagolható. Magyarországon a durvább szemcsére állapítottak meg egészségügyi határértéket, melynek elérése és túllépése már tartós egészségkárosodást és veszélyes légszennyezettséget eredményez (legszenyyez.es.hu).

Az 5. ábrán az ALOHA program által készített modellnek az áramlás irányában való „kiterjesztése” látható, mivel a fentebb említettek szerint a program a forrástól számított 10 km-es távolságig tudja megbízhatóan előrejelezni a terjedés útját. A modell középvonalának és oldalsó határának meghosszabbításából kivehető, hogy a füst valóban elérte Budapest egyes területeit. Ezenfelül a Gilice téri (Pestszentlőrinc) és a Gergely utcai (Kőbánya) mérőállomások levegőszennyezettséget mérő műszerei is



4. ábra

A bugaci erdőtüz terjedésének és légszennyezettségének szemléltetése 10 km-es körzetben



5. ábra

A bugaci erdőtüz terjedésének szimulációja 100 km-es körzetben

kimutatták a PM_{10} és a nem tökéletes égésből származó szén-monoxid koncentrációjának hirtelenszerű megemelkedését (*met.hu*).

A modell számítási sebességének köszönhetően igen rövid időn belül megkapjuk a szükséges információkat, melyek elengedhetetlenek egy azonnali beavatkozást igénylő baleseti kibocsátást követően. Ezen túlmenően bárki számára elérhető, mivel ingyenesen letölthető az EPA weboldaláról és könnyen eligazodunk rajta a súgó segítségével. Hátrányai között megemlíthető, hogy a program bizonyos korlátai miatt olykor meglehetősen sok közelítéssel és egyszerűsítő feltevésekkel kell élni, melyek bizonyos mértékben ronthatják a modell megbízhatóságát. Ilyenkor saját tapasztalatainkra és ítélőképességünkre kell hagyatkozni, hogy minél pontosabb és valósághűbb intézkedési tervet készítsünk.

3. A bugaci erdőtűz modellezése a HYSPLIT modell segítségével

3.1. A HYSPLIT ismertetése

Munkánk következő fázisában a HYSPLIT⁶ modellel dolgoztunk, amit a NOAA az Australia's Bureau of Meteorology-val való közreműködése során fejlesztett ki az ARL⁷ számára. A modell egy olyan számítógépes program, mely a szennyeződés trajektóriáját, a szóródási és a légkörből való kikerülési folyamatokat is szimulálja. A számítások módszerét tekintve hibrid modellnek tekinthető, mivel a Lagrange-i és az Euler-féle szemléletmódot ötvözi. A Lagrange-i leírás arra ad választ, hogy az egyes elemi légtestek milyen útvonalat járnak be, az advekción és diffúziós számítások is ebben a szemléletmódban valósulnak meg. Míg az Euler-féle megközelítés során a légkör meghatározott részét egy 3-dimenziós rácshálóval bontja fel és ennek pontjaira számítja ki a szennyeződés koncentrációját.

A modell a szennyezőanyagok terjedésének, illetve légköri koncentrációjának térbeli és időbeli alakulásának leírásához különböző advekción algoritmusokat, valamint naprakész stabilitási és szóródással kapcsolatos egyenleteket használ. Az eredmények kiértékelését megkönnyíti a grafikus felhasználói felület és a kémiai átalakulásokat tartalmazó modulok opciója.

Működési szinten az NCEP⁸ indítványozhat HYSPLIT szimulációkat a NOAA szuperszámítógépein, olyan jogosult felhasználók kérésére, mint pl. az időjárás előrejelzési szolgáltatók, szövetségi hatóságok vagy a WMO⁹. A NOAA továbbá együttműködik a Nemzetközi Atomenergia-Ügynökséggel (NAÜ vagy IAEA) is, egy nagy területet veszélyeztető nukleáris eredetű balesetet követően, a terjedésre vonatkozó előrejelzési adatokat szolgáltat. Annak okán, hogy a program szabadon letölthető személyi számítógépekre is, vagy közvetlenül használható a weboldalon, bárki számára elérhetővé válnak az archivált meteorológiai adatokat alkalmazó futtatások.

A vegyi, biológiai, nukleáris vagy más veszélyes szennyezőanyagok szándékos, illetve baleseti kibocsátásának súlyos egészségügyi, ökológiai, társadalmi, gazdasági és

⁶ HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory

⁷ Air Resources Laboratory

⁸ National Centers for Environmental Prediction

⁹ World Meteorological Organization

nemzetbiztonsági hatása lehet. A HYSPLIT model egy olyan eszköz, mely a vizsgált légköri szennyezőanyagok terjedési és hígulási folyamatait szemléltetve, nélkülözhetetlen információkat biztosít szükségállapot esetén a döntéshozók számára, így a megfelelő védelmi stratégia kidolgozása mellett elkerülhetővé válhat a katasztrófa. Például, egy vegyi kibocsátás várható útjának, az érintett lakott települések maximális koncentrációterhelésének és az ülepedés mértékének pontos előrejelzésével megalapozott döntéssorozat születhet az evakuációt illetően. A vulkanikus eredetű füst fáklyájának előrejelzésére és nyomon követésére vonatkozó adatok a légitársaságokat látják el alapvető információkkal. A veszélyesnek minősülő légszennyezők forrásának felismerésével, a program hozzájárul a levegőminőségi adatkezelők munkájához (*arl.noaa.gov*).

3.2. A HYSPLIT Trajectory Model eredményei

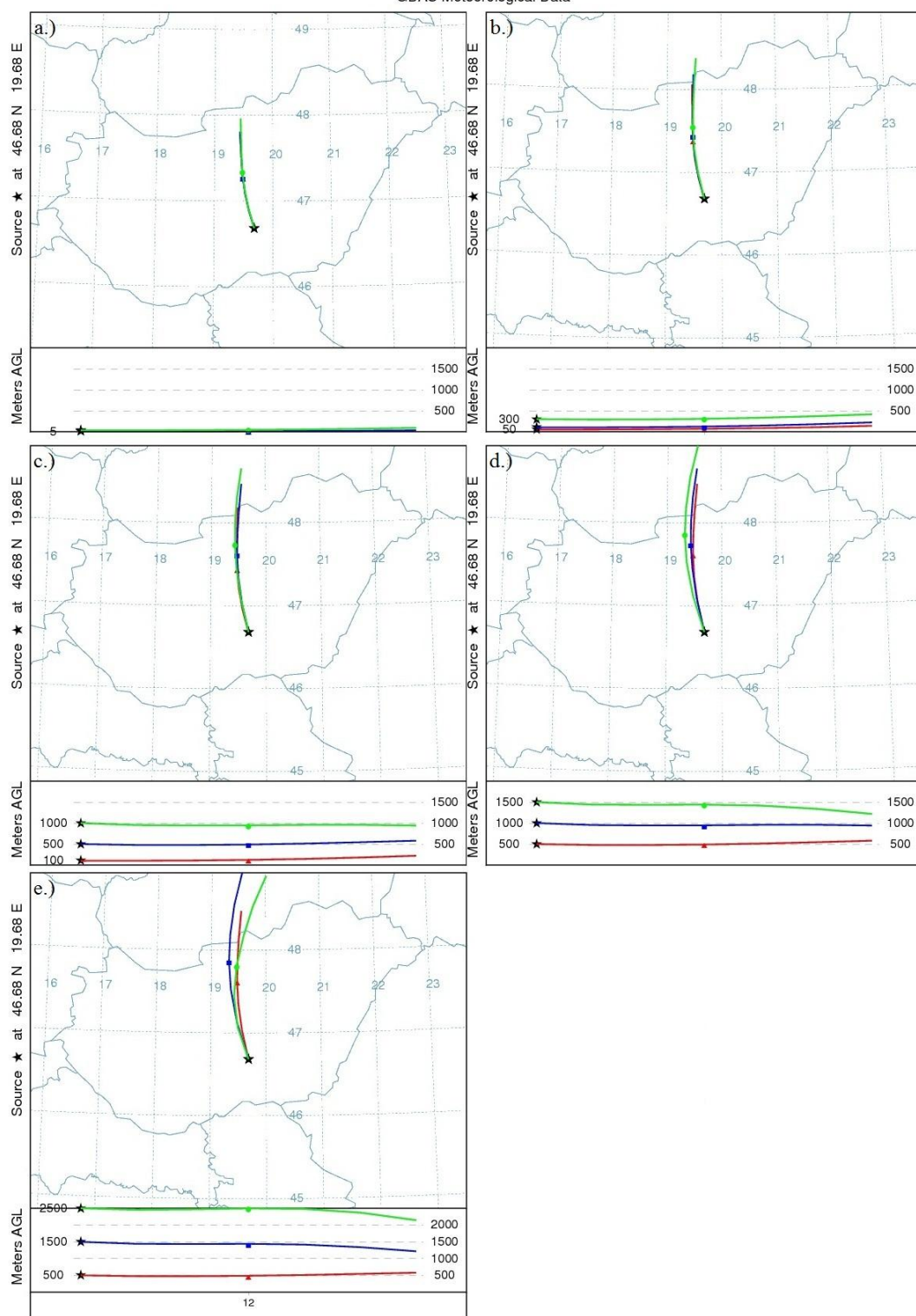
Elsőként a HYSPLIT alkalmazásai közül, különböző magasságokban vizsgálva, a füst terjedésének útvonalát modelleztük. Egyszerre maximálisan három trajektória indítható a forrás helyszínének eltérő magasságaiból.

A modellezés során GDAS¹⁰ archivált fájlok alapján dolgoztunk. Az NCEP számos analizáló és előrejelző programot futtat. Ezek közül az egyik műveleti rendszer a GDAS, amit naponta 4 időpontban futtatnak, úgymint 00, 06, 12 és 18 UTC-kor. A kimeneteli adatok elemzése után 3, 6, valamint 9 órás előrejelzést végeznek. Majd a napi négyszeri, egymás utáni elemzések és a 3 órás előrejelzések elmentésével biztosítják az adatok folyamatos archiválását. A feldolgozáskor utómunkálatokkal 1 fokos felbontású (szélesség-hosszúság) rácshálózatra konvertálják a 3 óránkénti adatokat. Minden egyes fájl 7 napra vonatkozóan tartalmaz adatokat, kivéve azokat, melyek a hónap 28. napján túli napokat foglalják magukban. Az általunk használt fájl a *gdas1.apr12.w5 (ready.arl.noaa.gov/gdas1.php)*.

Mivel a modell az archivált fájlban található meteorológiai adatok alapján dolgozik, így a számítások végrehajtása előtt csupán néhány alapbeállítás megváltoztatására van lehetőségünk. Többek között a trajektória irányát, a vertikális mozgás számításának módszerét, illetve a megjelenítés módjára vonatkozó adatokat választhatjuk meg.

¹⁰ Global Data Assimilation System

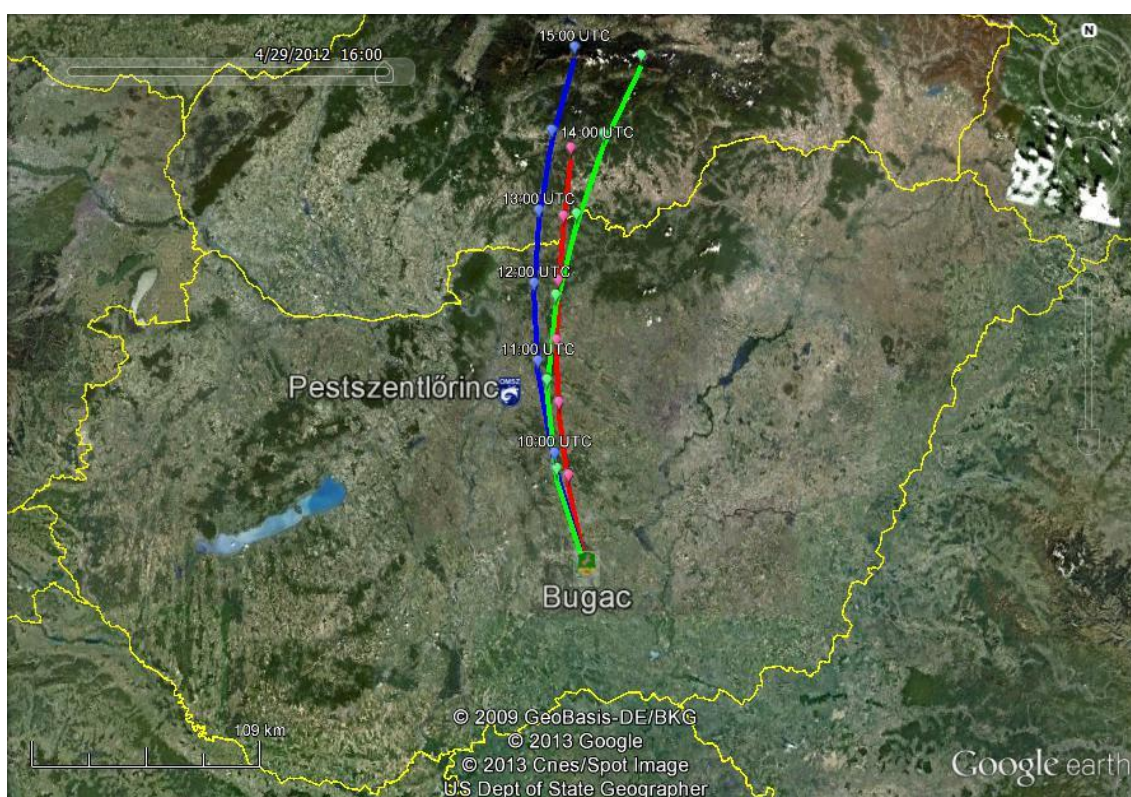
NOAA HYSPLIT MODEL
Forward trajectories starting at 0900 UTC 29 Apr 12
GDAS Meteorological Data



6. ábra

A bugaci erdőtűz füstfáklyájának terjedése a.) 5, 10, 30 m; b.) 50, 100, 300 m; c.) 100, 500, 1000 m; d.) 500, 1000, 1500 m; e.) 500, 1500, 2500 m-en, a tűz kitörése utáni 6. órában

A trajektóriák 6 órás menetidővel és 9 UTC-s (az UTC időpontokhoz 2 órát kell hozzáadni, hogy a helyi időt kapjuk) kezdéssel indulnak. A 6. ábra is igazolja, hogy a terjedés során a füst a légkör eltérő magasságaiban is összetartó és viszonylag rövid idő elteltével a magasabb légrétegekbe emelkedett. A 6/a. ábrán láthatjuk a talaj közeli 5 és 10 m-en, illetve a 30 m-es magasságban terjedő trajektóriákat, a 6/b. (50, 100, 300 m) és 6/c. (100, 500, 1000 m) ábrákhoz hasonlóan közelítőleg tökéletes fedésben. A 6/d. és a 6/e. ábrákon jól kivehető, hogy a fővárost az 1500 m-en haladó trajektóra közelíti meg leginkább.



7. ábra

A bugaci erdőtűz terjedésének szemléltetése 500, 1500 és 2500 m magasságokban. A piros, a kék és a zöld színű útvonalak az 500 m, 1500 m és a 2500 m magasságokban haladó trajektóriákat jelöli

A 6/e. ábrán nyomon követhető modellfuttatás Google Earth-be való importálását mutatja a 7. ábra. A trajektóriákon található pontok szemléltetik, hogy a megjelölt időpontokban merre tartott a füst. A 11:00 UTC-s időpontban az 500 m-en futó trajektória még nem érte el Budapest déli határát, míg a kék (1500 m) és a zöld (2500 m) színű már túlhaladt a pestszentlőrinci mérőállomáson a tűz keletkezésétől 2. órában

(14:00 helyi idő). A füst terjedését és növekedését megfigyelhetjük a NASA által készített műholdfelvételeken (2. és 8. ábra). A Terra és az Aqua műholdak 250 m-es felbontású MODIS műszerének köszönhetően nagyon jól látható a felhőkhöz hasonlóan fehér színű füst. Az első műholdképet (11:55) követően közel 2 órával későbbi (13:40) felvételen már egyértelműen látszik, hogy a füst el is érte Budapest pesti oldalát (*met.hu*).

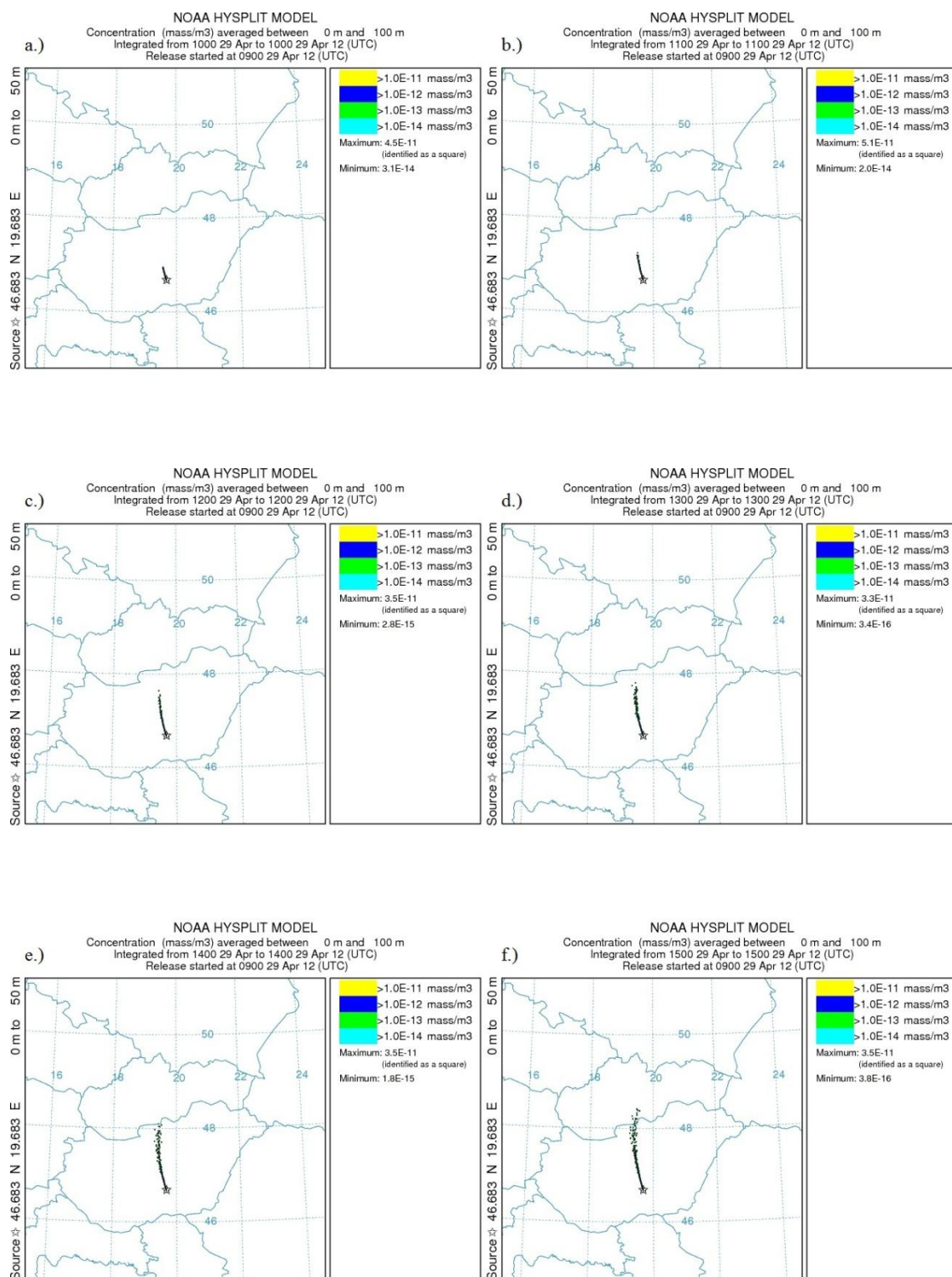


8. ábra

Az Aqua műhold MODIS műszerrel készült kompozit képe a bugaci erdőtűzről
2012. április 29. 13:40 (forrás: *www.met.hu* és *NASA*)

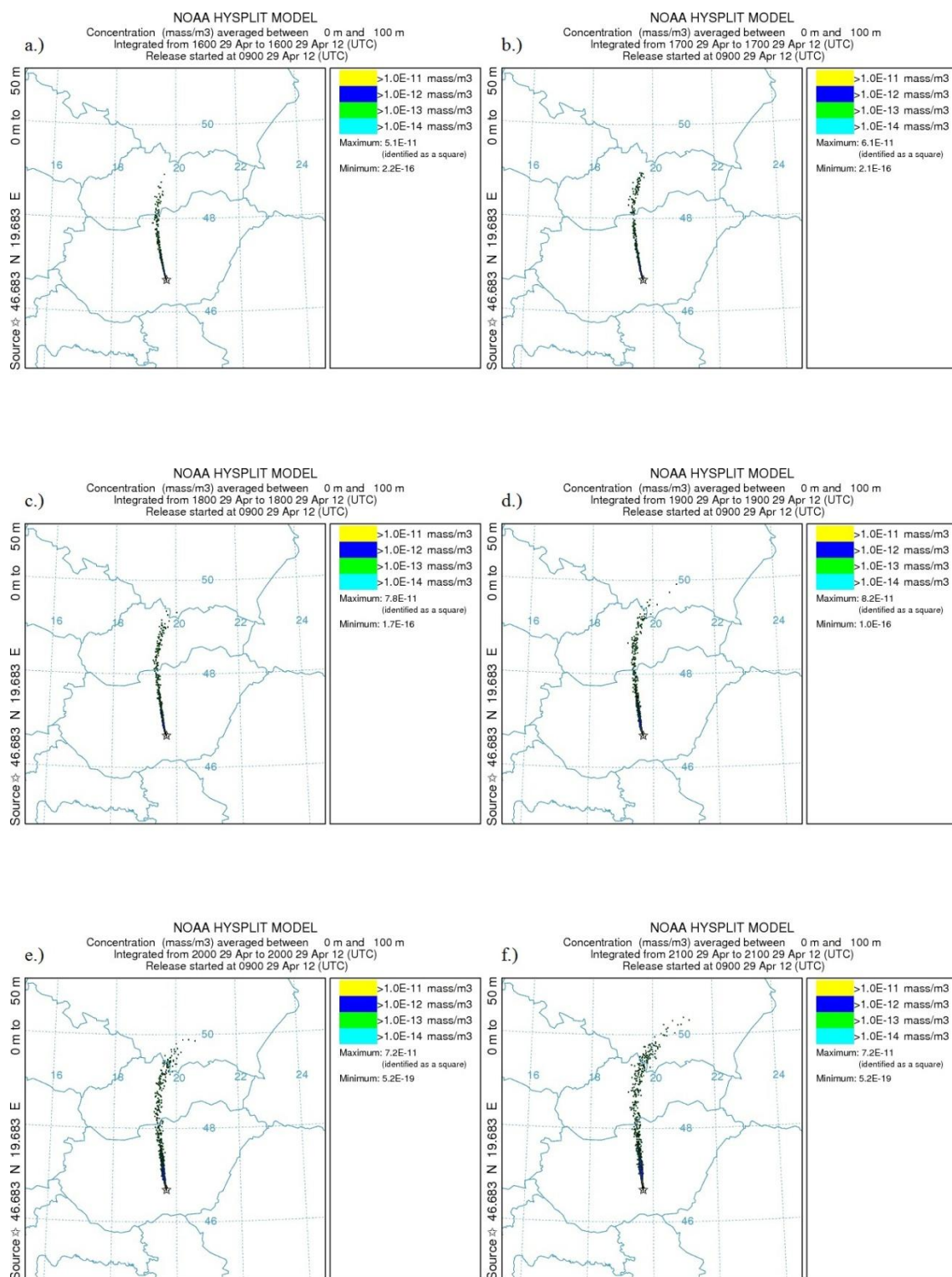
3.3. A HYSPLIT Dispersion Model eredményei

A diszperziós model futtatásakor a tűzhöz társuló füstfelhő, mely nagy mennyiségben tartalmaz aeroszol részecskéket, légköri koncentrációjának térbeli és időbeli alakulását vizsgáltuk. Ülepedő szennyezőanyagok esetén a légköri koncentráció mellett fontos a depozíció is, azonban az ülepedési viszonyokra vonatkozó adatok hiányában ezt a tényezőt figyelmen kívül kellett hagynunk.



9. ábra

A koncentráció értékeinek térbeli változása a kibocsátást követő a.) 1.; b.) 2.; c.) 3.; d.) 4.; e.) 5.; f.) 6. órában

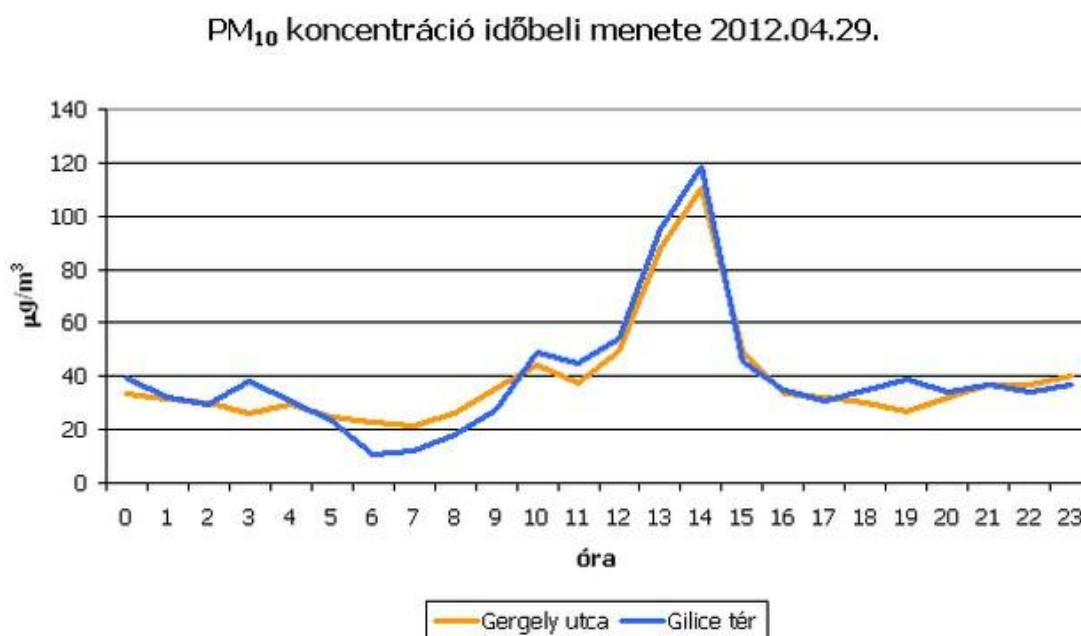


10. ábra

A koncentráció értékeinek térbeli változása a kibocsátást követő a.) 7.; b.) 8.; c.) 9.; d.) 10.; e.) 11.; f.) 12. órában

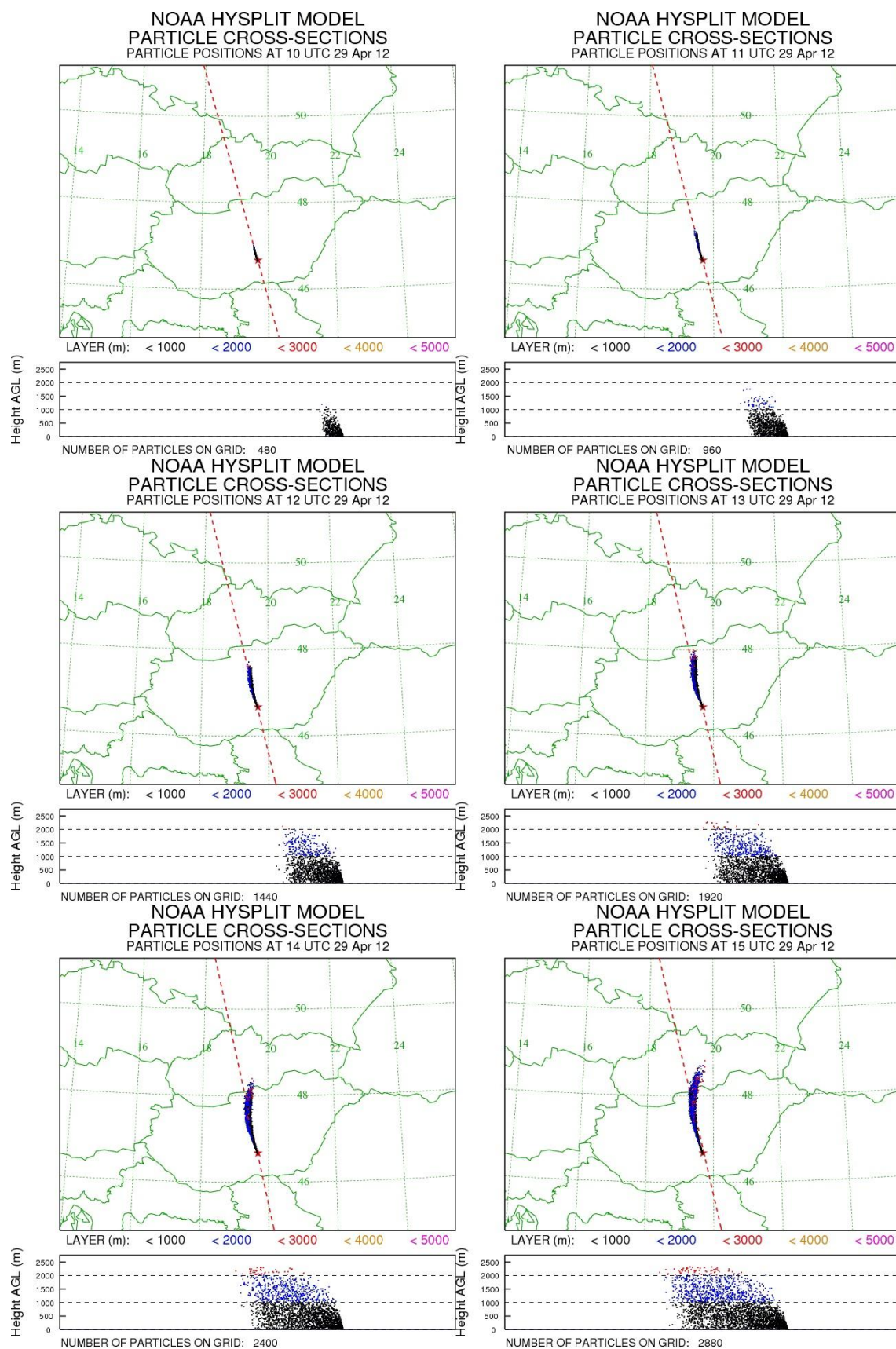
A terjedési modellek a szennyezőanyag koncentráció eloszlásának meghatározására csak rögzített feltételek (kibocsátás nagysága, szélesség, szélmező örvényessége a stabilitás alapján) mellett alkalmasak (Gács és Katona, 1998). A kibocsátással kapcsolatos információkat illetően a szennyezőanyag mennyiségéről is hiányosak az ismereteink, így a modellezett értékek némiképp eltérhetnek a valós értékektől. Az 1100 hektár területen pusztító tűzben az erdő és az aljnövényzet égett. A szennyeződés, jelen esetben az erdőtűz forrásának felszín feletti magasságát, 20 m-ben állapítottuk meg, így maga a kibocsátás ebben a rétegben egyenletesen elosztva valósult meg. A lombégést csak késő estére sikerült megfékezni (*index.hu*), emiatt a kibocsátás időtartamát 12 órára becsültük.

A 9. ábrán és folytatásán, a 10. ábrán követhetjük nyomon a 100 m-es rétegben átlagolt koncentrációértékek változását az idő múlásával. A PM₁₀ koncentráció adatokat tekintve a tűz keletkezése utáni első 4 órában a legmagasabbak az értékek, amit a pestszentlőrinci és a Kőbányán működő levegőszennyezettségi mérőállomáson mért adatok is alátámasztanak (11. ábra). Az eleinte délkeleties szél a füstöt az északnyugati irányba sodorva, közel 160 km-es távolságba fújta. Majd 15:00 óra után látható a koncentrációértékek – a szélviszonyok megváltozása okozta – hirtelenszerű csökkenése.



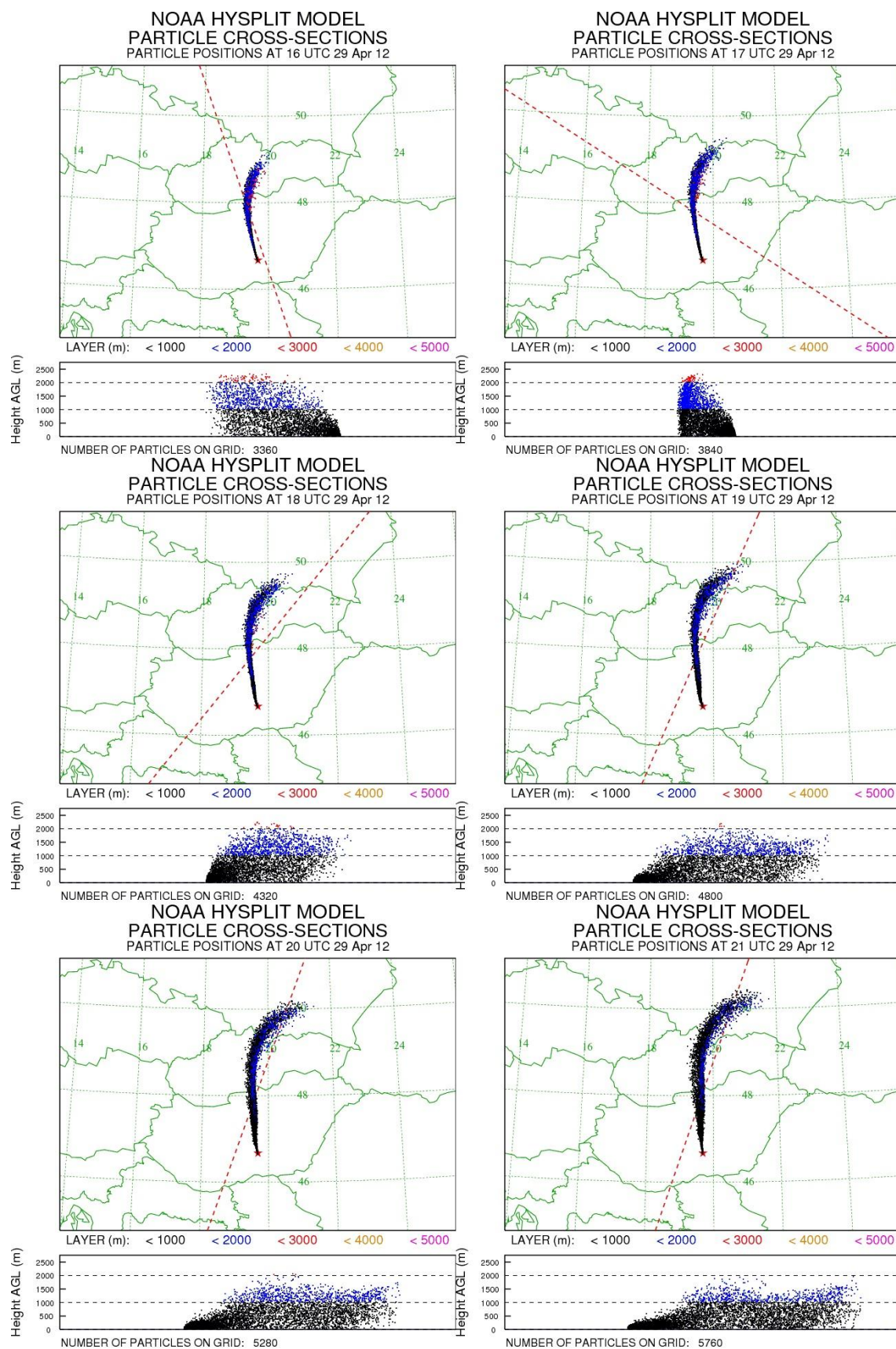
11. ábra

A Gilice tér – Pestszentlőrinc és a Gergely utca – Kőbánya, a levegőszennyezettségi mérőhálózat két, a főváros területén működő állomáson mért PM₁₀ koncentrációk időbeli menete (*forrás:www.met.hu*)



12. ábra

A részecskék helyzetének változása az első 6 órában



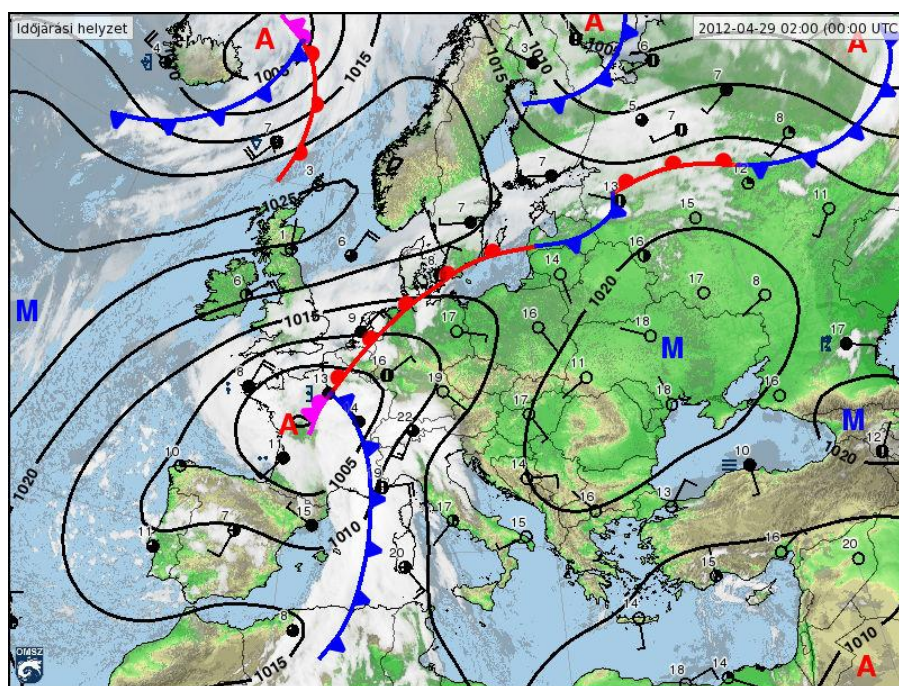
13. ábra

A részecskék helyzetének változása az következő 6 órában

A 12., valamint a 13. ábrán a füst által hordott aeroszol részecskék keresztmetszetét figyelhetjük meg. A 12. ábra a kibocsátást követő 6 órára vonatkozik az óránkénti változásokat szimulálva, míg a 13. ábra az előző folytatásaként, a következő 6 óra menetét ábrázolja.

A tűz keletkezése után rövid idővel (2 óra múlva) már az 1000 m magasságú réteget is meghaladva egyre több részecske kerül a légkör még magasabb rétegeibe, akár 1500, 2000 m-re is. Annál magasabbra már jóval ritkábban jutott fel a füst. Ez főként a Kárpát-medence felett elhelyezkedő anticiklonnak tudható be. Az anticiklon jellemzője a leáramló légmozgás, ez nem engedte a füstöt a 2000, 2500 m-es magasságok felé emelkedni. A füst zöme így az 1 km-es rétegben tartózkodott túlnyomó részt, a szennyezőanyag-felhő sávjában több helyen is csökkent a látástávolság, ugyanis az aeroszol részecskék erősen szórják a napsugárzást és a felszínről is homályosnak tűnt a levegő.

A fenti ábrák egyöntetűen mutatják, hogy a füstfelhő terjedése során valóban összetartó volt a kialakult meteorológiai helyzetnek megfelelően.



14. ábra

Időjárási helyzet 2012. április 29-én 00 UTC-kor (forrás: www.met.hu)

Összefoglalás

Munkám során összefoglaltam a legfontosabb tudnivalókat a modellezés jelentőségét illetően, valamint bemutatam a terjedési modellek két alapvető szemléletmódját, azok előnyeivel és hátrányaival együtt. Továbbá röviden ismertettem a különböző modelleket jellemző tulajdonságaik alapján.

A dolgozat következő részében egy konkrét esetet tanulmányoztam (az ALOHA és a HYSPLIT terjedési modellek alkalmazásával), a 2012. április 29-én a bugaci tájvédelmi területen bekövetkezett erdőtüz kapcsán. Az ötös (legmagasabb), kiemelt riasztási fokozatú tűzben (*index.hu*) több mint 1000 hektárnyi erdő égett le, ami a fokozott védelem alatt álló terület ötödét jelenti.

A vizsgált napon Kelet-Közép-Európa felett anticiklon helyezkedett el, a leszálló légmozgások következtében túlnyomóan napos idő és kevés felhő volt. Magyarországot a délelőtti órákban országszerte napsütés jellemezte. A szinte zavartalanul napos (a Dunántúlon több-kevesebb fátyolfelhő volt az égen), nyárian meleg és száraz időben tovább erősödött a nappali felmelegedés. A maximális hőmérséklet 27 és 31 °C között alakult, de már 11 órára 23 és 28 °C közé emelkedett. A középső országrészen a dél, délkeleti szél helyenként megélénkült, néhol viharossá fokozódott (*met.hu*).

Egy rendkívül ritka jelenségnek lehettünk tanúi 2012. április utolsó vasárnapján, ugyanis a kialakult meteorológiai viszonyok eredményeképp, a tűz melléktermékeként a légkörbe kerülő füst igen nagy távolságra eljutott anélkül, hogy horizontálisan szétterült volna. Emellett a füst által hordott szálló por és a nem tökéletes égésből adódó szén-monoxid koncentrációértékek ugrásszerű megnövekedéséből adódó egészségkárosító hatások sem elhanyagolható mértékűek.

Mindkét modell eredményei reprezentálták a füst csóvájának összetartó jellegét, valamint jó közelítéssel alátámasztották a tényt, miszerint a füst terjedése során elérte a főváros pesti oldalának egyes területeit, ahogy az a NASA műholdjainak felvételein is figyelemmel kísérhető.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretném köszönetemet kifejezni témavezetőmnek, dr. Lagzi István Lászlónak, dolgozatom megírásához nyújtott körültekintő útmutatásaiért és számos szakmai tanácsáért.

Köszönet illeti tanszéki konzulensemét, dr. Mészáros Róbertet.

Továbbá köszönettel tartozom Bors Milánnak és mindazoknak, akik lelkesítettek és támogattak munkám elkészülése során.

Végül, de nem utolsó sorban, szeretnék köszönetet mondani a NOAA Air Resources Laboratory-nak, amiért kifejlesztették és rendelkezésemre bocsátották a HYSPLIT terjedési modellt, melyet a READY weboldalon használtam szakdolgozatom megírása során.

Irodalomjegyzék

- Ács F., Vincze Cs., 2009: A felszín közeli levegő rétegződésének empirikus becsléséről. *Légekör*, 54. évf., 1. szám, 21–24.
- Bartholy J., Geresdi I., Matyasovszky I., Mészáros R., Pongrácz R., 2009: A meteorológia alapjai, I. rész. Egyetemi jegyzet. *Eötvös Loránd Tudományegyetem Természettudományi Kar, Meteorológiai Tanszék*.
- Csernobil Fórum, IAEA, 2005: Csernobil öröksége: Egészségügyi, környezeti, társadalmi és gazdasági hatások, valamint ajánlások Fehéroroszország, az Orosz Föderáció és Ukrajna kormányai számára. *International Conference Chernobyl: Looking Back to Go Forward*, Bécs, Ausztria. (<http://www.haea.gov.hu>)
- Czelnai R., Götz G., Iványi Zs., 1983: Bevezetés a meteorológiába II. (A mozgó légkör és óceán). Tankönyvkiadó.
- Draxler, R.R. and Rolph, G.D., 2013. HYSPLIT (HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) Model access via NOAA ARL READY Website (<http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php>). NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD.
- Gács I., Katona Z., 1998: Környezetvédelem (Energetika és levegőkörnyezet). Egyetemi jegyzet, 45041. Műegyetemi Kiadó.
- Rolph, G.D., 2013. Real-time Environmental Applications and Display sYstem (READY) Website (<http://ready.arl.noaa.gov>). NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD.
- Seinfeld J. H., Pandis S. N., 2006: Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change, Second Edition. John Wiley & Sons, Inc., 1092–1096, 1102.
- Szepesi D. J., 1989: Compendium of Regulatory Air Quality Simulation Models. Akadémia Kiadó, 27, 29–30.
- Vincze Cs., Lagzi I. és Mészáros R., 2006: Húsz éve történt a csernobili katasztrófa: baleseti kibocsátás modellezése. *Légekör*, 51. évf., 2. szám, 11–14.

Internetes hivatkozások:

<http://tuzhanyo.blogspot.hu/2010/05/mt-st-helens-kitores-30-eve.html>

http://hu.wikipedia.org/wiki/Mount_Saint_Helens

<http://nucnet.org>: Csernobil Ténytár, Összefoglaló nukleáris kommunikációs szakemberek számára

http://nimbus.elte.hu/~lagzi/oktatasi_segedanyag1.pdf

<http://response.restoration.noaa.gov/aloha>

<http://vedelem.hu/files/UserFiles/File/konf2008/3pvkirvezkonf/aloha.ppt>

<http://hu.wikipedia.org/wiki/Bugac>

<http://population.mongabay.com/population/hungary/3054612/bugac>

<http://ogimet.com>

http://www.met.hu/ismeret-tar/erdekessegek_tanulmanyok/index.php?id=194&hir=Bugaci_erdotuz_fust_faklyaja_Budapestet_is_elerte

<http://legszennyez.es.hu/legszennyezok/37-legszennyezok/47-szallo-por-pm10>

http://www.arl.noaa.gov/documents/Summaries/HYSPLIT_FINAL.pdf

http://www.arl.noaa.gov/documents/Summaries/Dispersion_HYSPLIT.pdf

<http://ready.arl.noaa.gov/gdas1.php>

http://index.hu/belfold/2012/04/30/1100_hektar_erdo_egett_le_a_bugac_pusztan/

http://www.met.hu/idojaras/aktualis_idojaras/napijelentes/

http://www.boston.com/bigpicture/2010/05/mount_st_helens_30_years_ago.html

<http://logout.hu/cikk/csernobil/bevezeto.html>

Ábrajegyzék

1. ábra A Gauss-féle füstfáklya szemléltetése (forrás: <i>www.en.wikipedia.org</i>).....	11
2. ábra A Terra műhold MODIS műszerrel készült kompozit képe a bugaci erdőtűzről 2012. április 29. 11:55 (forrás: <i>www.met.hu és NASA</i>)	14
3. ábra Bugac környéki állomásokon mért maximális szélökés értékek m s^{-1} -ban 2012. április 29. (forrás: <i>www.met.hu</i>)	15
4. ábra A bugaci erdőtűz terjedésének és légszennyezettségének szemléltetése 10 km-es körzetben.....	19
5. ábra A bugaci erdőtűz terjedésének szimulációja 100 km-es körzetben	19
6. ábra A bugaci erdőtűz füstfáklyájának terjedése a.) 5, 10, 30 m; b.) 50, 100, 300 m; c.) 100, 500, 1000 m; d.) 500, 1000, 1500 m; e.) 500, 1500, 2500 m-en, a tűz kitörése utáni 6. órában	23
7. ábra A bugaci erdőtűz terjedésének szemléltetése 500, 1500 és 2500 m magasságokban. A piros, a kék és a zöld színű útvonalak az 500 m, 1500 m és a 2500 m magasságokban haladó trajektóriákat jelöli	24
8. ábra Az Aqua műhold MODIS műszerrel készült kompozit képe a bugaci erdőtűzről 2012. április 29. 13:40 (forrás: <i>www.met.hu és NASA</i>)	25
9. ábra A koncentráció értékeinek térbeli változása a kibocsátást követő a.) 1.; b.) 2.; c.) 3.; d.) 4.; e.) 5.; f.) 6. órában	26
10. ábra A koncentráció értékeinek térbeli változása a kibocsátást követő a.) 7.; b.) 8.; c.) 9.; d.) 10.; e.) 11.; f.) 12. órában	27
11. ábra A Gilice tér – Pestszentlőrinc és a Gergely utca – Kőbánya, a levegőszennyezettségi mérőhálózat két, a főváros területén működő állomáson mért PM_{10} koncentrációk időbeli menete (forrás: <i>www.met.hu</i>)	28
12. ábra A részecskék helyzetének változása az első 6 órában	29
13. ábra A részecskék helyzetének változása az következő 6 órában	30
14. ábra Időjárási helyzet 2012. április 29-én 00 UTC-kor (forrás: <i>www. met.hu</i>).....	31

I. táblázat A dinamikus modellek osztályozása térbeli kiterjedésük szerint.....	8
II. táblázat Bugac környéki állomásokon mért széladatok 2012. április 29.	
(forrás: <i>www.met.hu</i>)	16
III. táblázat A Pasquill-féle légköri stabilitási kategóriák Turner kritériumrendszerében	
(forrás: <i>Ács és Vincze, 2009</i>)	18

Függelék



1. sz. melléklet

A Mt. St. Helens vulkán 1980-as kitöréséről készült korabeli felvétel

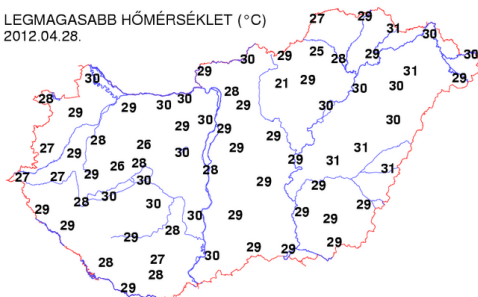
(forrás: www.boston.com/bigpicture, USGS fotó)



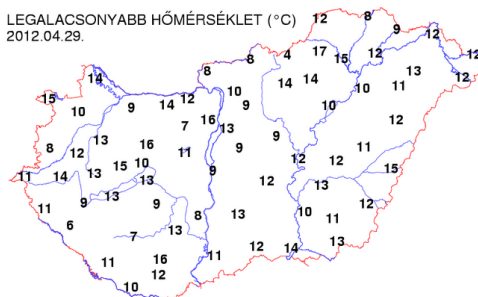
2. sz. melléklet

Csernobil 4-es számú reaktoráról készült korabeli felvétel a *(forrás: www.logout.hu)*

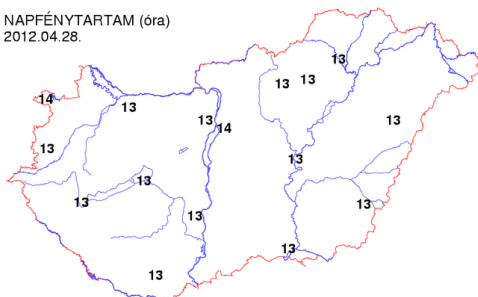
LEGMAGASABB HŐMÉRSÉKLET (°C)
2012.04.28.



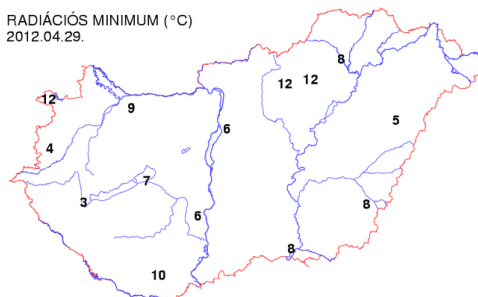
LEGALACSONYABB HŐMÉRSÉKLET (°C)
2012.04.29.



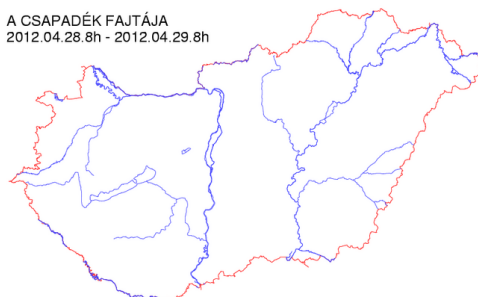
NAPFÉNYTARTAM (óra)
2012.04.28.



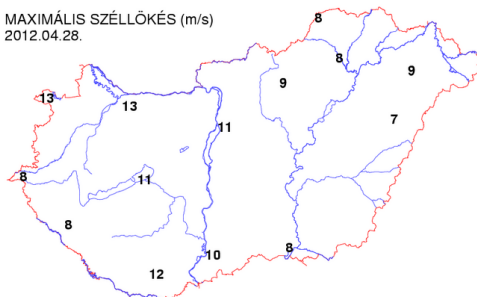
RADIÁCIÓS MINIMUM (°C)
2012.04.29.



A CSAPADÉK FAJTÁJA
2012.04.28.8h - 2012.04.29.8h



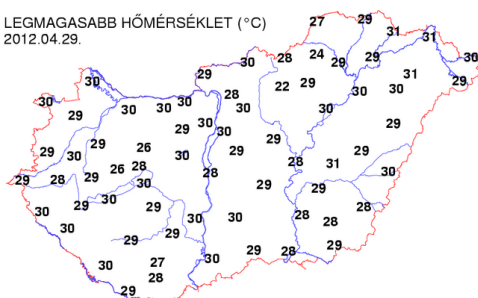
MAXIMÁLIS SZÉLLŐKÉS (m/s)
2012.04.28.



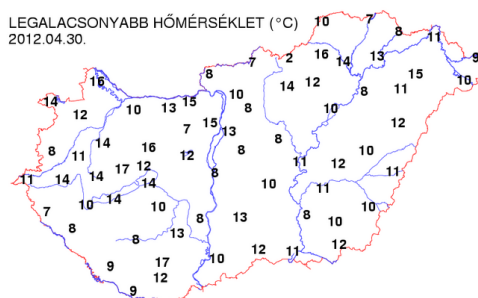
3. sz. melléklet

Napijelentés – térképes adatok, 2012. április 28-29. (forrás: www.met.hu)

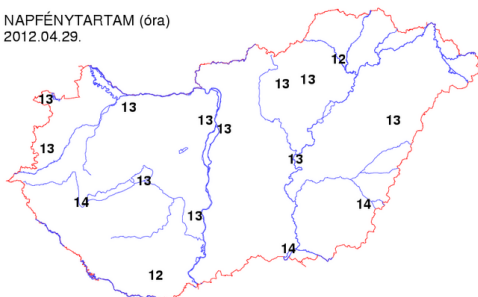
LEGMAGASABB HŐMÉRSÉKLET (°C)
2012.04.29.



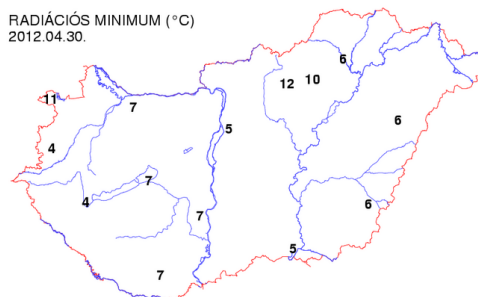
LEGALACSONYABB HŐMÉRSÉKLET (°C)
2012.04.30.



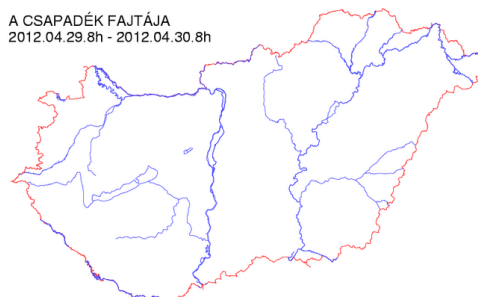
NAPFÉNYTARTAM (óra)
2012.04.29.



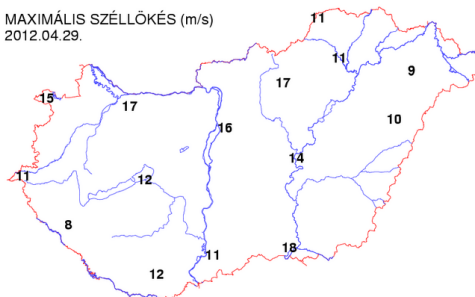
RADIÁCIÓS MINIMUM (°C)
2012.04.30.



A CSAPADÉK FAJTÁJA
2012.04.29.8h - 2012.04.30.8h



MAXIMÁLIS SZÉLLŐKÉS (m/s)
2012.04.29.



4. sz. melléklet

Napijelentés – térképes adatok, 2012. április 29-30. (forrás: www.met.hu)