



**PANNON EGYETEM**  
**FESTETICS DOKTORI ISKOLA**



A Doktori iskola vezetője:  
**Prof. Anda Angéla,**  
**az MTA doktora**

**A TISZA VÍZRENDSZERÉT LEÍRÓ FIZIKAI, KÉMIAI ÉS  
BIOLÓGIAI ADATSOROK VIZSGÁLATA TÖBBVÁLTOZÓS ÉS  
IDŐSOROS ADATELEMZŐ MÓDSZEREKKEL**

DOI:10.18136/PE.2017.657

DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS

Készítette:  
**TANOS PÉTER**

Témavezetők:  
**Prof. Anda Angéla**  
Egyetemi tanár, az MTA doktora  
**Dr. habil. Kovács József**  
Egyetemi docens

Készthely

2017



**A TISZA VÍZRENDSZERÉT LEÍRÓ FIZIKAI, KÉMIAI ÉS  
BIOLÓGIAI ADATSOROK VIZSGÁLATA TÖBBVÁLTOZÓS ÉS  
IDŐSOROS ADATELEMZŐ MÓDSZEREKKEL**

Az értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében készült a Pannon Egyetem

Festetics Doktori Iskolája keretében

Környezettudomány tudományágban

Írta:

Tanos Péter

Témavezetői:

Prof. Anda Angéla

Elfogadásra javaslom igen/nem .....  
aláírás

Dr. habil. Kovács József

Elfogadásra javaslom igen/nem .....  
aláírás

A jelölt a doktori szigorlaton.....%-ot ért el,  
Keszthely, 2016.02.04 .....  
a Doktori Iskola vezetője

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom:

Bíráló neve:..... igen/nem .....  
aláírás

Bíráló neve:..... igen/nem .....  
aláírás

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján .....%-ot ért el.  
Keszthely,.....  
a Bíráló Bizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése.....  
Keszthely,.....  
az EDHT elnöke

# TARTALOM

---

Rövidítések jegyzéke.....	6
Ábrák jegyzéke.....	7
Táblázatok jegyzéke.....	9
Kivonat.....	11
Abstract.....	12
Abstrakt.....	13
1. Bevezetés és célkitűzés.....	15
2. Irodalmi áttekintés.....	18
2.1. A folyóvízi anyagáramok jellegzetességei.....	18
2.1.1. Monitoringrendszer-tervezés és -optimalizáció.....	19
2.1.2. Idősoros és periodicitás vizsgálatok.....	22
2.2. A feltáró adatelemzés módszerei és eszközei.....	25
2.2.1. Klaszteranalízis.....	25
2.2.2. Wilks' $\lambda$ statisztika.....	27
2.2.3. Diszkriminanciaanalízis.....	27
2.2.4. Lineáris regresszió.....	28
2.2.5. Periodicitásvizsgálat átlagokkal és Lomb-Scargle periodogrammal.....	29
2.3. A Tisza folyó vízgyűjtője.....	30
2.3.1. A magyarországi Tisza legfontosabb mellékfolyói.....	32
3. Anyagok és módszerek.....	35
3.1. Felhasznált adatok.....	35
3.2. Homogén csoportok keresése (Kovács et al., 2014; Kovács, 2015 alapján)....	40
3.3. Idősoros vizsgálatok.....	45
3.3.1. Adatpótlás és adatsor újramintavételezés spline interpolációval.....	46
3.3.2. Wavelettraszformáció.....	47
3.4. A felhasznált szoftverek.....	50

---

4. Eredmények .....	51
4.1. Időbeli csoportosítás a HCA és a CCDA módszerének alkalmazásával .....	52
4.2. A monitoringrendszer térbeli optimalizálása.....	56
4.3. Periodicitásvizsgálat .....	60
4.3.1. Periodicitásvizsgálat a havi átlagok alapján .....	60
4.3.2. A WSA használatának lehetőségei és korlátai .....	62
4.3.3. Az éves periodicitásvizsgálat eredményei .....	64
4.3.4. Klorofill-a-becslés .....	67
5. Következtetések.....	68
5.1. A vizsgált időszak különbségei .....	68
5.2. A hidrokémiai évszakok szétválása.....	69
5.3. A mintavételi pontok homogén csoportjai és a monitoringoptimalizáció lehetőségei.....	72
5.4. Következtetések az éves periódusok jelenlétére vonatkozó vizsgálatok alapján .....	74
5.4.1. A Tiszán megfigyelhető periodicitás változásai.....	75
5.4.2. A klorofill-a-koncentráció becslése a periódusindexek felhasználásával .	78
6. Összefoglalás .....	80
Köszönetnyilvánítás.....	83
Új tudományos eredmények .....	84
Theses .....	86
Az értekezés témakörében megjelent tudományos közlemények.....	88
Hivatkozások .....	91
Mellékletek .....	111

## RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE

---

BOI-5	Biológiai oxigénigény (ötnapos)
CA, HCA	Klaszteranalízis és hierarchikus klaszteranalízis
CCDA	Combined Cluster and Discriminant Analysis, kombinált klaszter- és diszkriminanciaanalízis
COI	Cone of Influence, konfidenciaintervallum
DA, LDA	Diszkriminanciaanalízis és lineáris-diszkriminanciaanalízis
fkm	Folyamkilométer
GIS	Geographic Information System
KOI	Kémiai oxigénigény
L-S	Lomb-Scargle módszer
MLR	Többváltozós regresszió
mp.	Mintavételi pont
MSZ	Magyar Szabvány
PCA	Principal Component Analysis, főkomponens-analízis
PI <sub>V</sub> , PI <sub>CS</sub> , PI <sub>MP</sub>	Periódusindexek (az éves periódussal rendelkező időszakok arányának számszerűsítésére)
PSD	Power Spectral Density
R <sup>~2</sup>	Korrigált R <sup>2</sup>
RMSE	Root Mean Square Error, az átlagos négyzetes hiba gyöke
vh.	Vízhozam
VIF	Variancia inflációs faktor
VKI	Víz Keretirányelv
WSA	Waveletspektrum-analízis

## ÁBRÁK JEGYZÉKE

---

1. ábra: Példa a hierarchikus klaszteranalízis eredményére. A szaggatott vonal öt csoportnál „vágja el” a dendrogramot. ....	26
2. ábra: Példa a periodicitás vizsgálat módszereihez. A havi alapstatisztikák segítségével megjelenített éves periodicitás A). A Lomb-Scargle-módszer grafikus eredménye B), amely szerint a kiválasztott idősorban az éves periodicitás jelenléte szignifikáns. ....	29
3. ábra: A Tisza vízgyűjtő területe (Istvánovics et al., 2010) .....	30
4. ábra: A Szamos A) és a Maros B) vízhozamának box-and-wiskers plotjai összehasonlítva a torkolataik felett, illetve alatt tapasztalható tiszai vízhozammal. ....	33
5. ábra: A felhasznált mintavételi pontok a Tiszán és a főbb magyarországi mellékfolyóin. ....	35
6. ábra: Folyamatábra, a CCDA lépései (Kovács et al., 2014 alapján). ....	43
7. ábra: A CCDA-módszer működésére T2-T3-T4 mintavételi pontok csoportosításának példáján (Kovács et al., 2014 alapján). Az alapcsoportosítás a HCA alapján, a <code>plotccda.cluster</code> függvény segítségével ábrázolva A). Az alapcsoportosítás szerinti lehetséges csoportosítások LDA-vizsgálatának eredménye (CCDA magciklus), a <code>plotccda.results</code> függvénnyel ábrázolva B). Az optimális $GR_2$ csoportosítás eredményeinek részletezése, a random csoportosítások LDA-eredményeinek sűrűségfüggvényével, a <code>plotccda.g95</code> függvénnyel ábrázolva C). T3-T4 alcsoport homogenitását további CCDA-vizsgálattal ellenőrizni szükséges, melynek eredménye alapján e csoport homogénnek tekinthető ( $d < 0$ ; D). ....	45
8. ábra: Példa a harmadfokú spline interpolációra. T5 (Tiszalök, duzzasztó felett) mintavételi ponton a $Cl^-$ változó idősorának 14 napos újramintavételezésének részletei láthatóak az ábrákon, egy megfelelő illesztés A) és egy hibás illesztés B) esetében. ....	46
9. ábra: Éves, 12 hónapos periódus azonosítása Lomb-Scargle-periodogram segítségével a $NO_3-N$ paraméter esetében A). A Morlet-anyawavelet sematikus ábrája (Morlet et al., 1982) B). A waveletspektrum-analízis (WSA) kimeneti eredménye Szolnokon, az $NO_3-N$ változó esetében C). A panel felső ábrája az adott változó újramintavételezett adatsorát ábrázolja. Az alsó, izovonalas ábra maga PSD grafikon 5%-os szignifikanciaszinten, vörös zajhoz hasonlítva a vastag fekete kontúrral határolt terület (további részleteket lásd Torrence és Compo, 1998). A sraffozott terület a COI-t jelöli, míg a vízszintes vonal jelöli az éves periódus szintjét. ....	49

10. ábra: A monitoringrendszer optimalizálása során irányadó gondolatmenet összefoglalása (Tanos et al., 2015).	51
11. ábra: A periodicitásvizsgálat eredményeinek összefoglalása (Kovács et al., 2017)	51
12. ábra: Az évek csoportosítása éves átlagokkal, HCA segítségével (Tanos et al., 2005).	52
13. ábra: Az egymást követő évek páronkénti összehasonlítása CCDA-módszerrel.	54
14. ábra: A hidrokémiai évszakok kialakulása CCDA alkalmazásával (Tanos et a., 2015 alapján). Az első CCDA-futtatás alapján a hónapok optimális csoportosítása (A) panel: meleg és hideg időszak. A második lépésben a kialakult két csoport további két-két optimális csoportra osztható (B) panel: tavasz, nyár, C) panel: ősz, tél).	55
15. ábra: A hónapok páronkénti különbségei a CCDA eredménye alapján (Tanos et al., 2015).	56
16. ábra: Az optimális csoportszám meghatározása. A HCA a mintavételi pontok átlagai alapján készült A). A CCDA-vizsgálat első és második lépésének eredménye a mintavételi pontok csoportosítására B). A kialakult alcsoportok homogenitását további CCDA-vizsgálatokkal ellenőrizni kell (35. oldal: a CCDA III. lépése)	57
17. ábra: Átfogó kép a teljes térbeli homogenitásvizsgálat alapján (a CCDA i-iii. lépéseinek eredménye, A), illetve kialakult homogén térbeli csoportok B).	58
18. ábra: A mintavételi pontok homogén csoportjai a magyarországi Tisza-szakaszon. A színes korongok a több mintavételi pontból álló homogén csoportokat jelölik	59
19. ábra: Periodicitásvizsgálat a havi átlagok alapján. Az átlagok csoportosítása A). A kiemelt két csoport egyike egy nagyobb varianciával jellemezhető csoport B), ellentétben a másikkal, amely sokkal kisebb varianciát mutat C). Az éves mintázatot megháromszoroztuk (Kovács et al., 2017 alapján).	61
20. ábra: Szolnok mintavételi ponton az NH <sub>4</sub> -N paraméter PSD-grafikonjai 1975 és 2005 A) illetve 1993 és 2005 között B). A beszűrt táblázat statisztikai demonstrálják a paraméter idősorában található változást (Kovács et al., 2017).	63
21. ábra: PDS-grafikon Szolnok mintavételi ponton az oldott oxigén változóra A). További PSD-ábrák jelentős adathiány esetében B), illetve az adathiányt övező időszakokban C) (Kovács et al., 2017).	64
22. ábra: A mintavételi pontok átlagos éves periodicitása (PI <sub>MP</sub> , Kovács et al., 2017).	66
23. ábra: Lineáris regressziós modellek a különböző periódusindexekre a fkm függvényében.	66
24. ábra: Koncentrációváltozás a 80-as, 90-es évek határán.	69



25. ábra: A Wilks' $\lambda$ statisztika alapján kiválasztott paraméterek Box-and-whiskers plotjai. Jelentős csoportosító változók A), valamint a csoportok kialakulását kevésbé befolyásoló változók B) (Tanos et al., 2015) .....	72
26. ábra: Box-and-whiskers plotok a térbeli szeparáló tényezők bemutatására. ....	74
27. ábra: A relatív szórás menetének vizsgálata a Tiszán.....	76

## TÁBLÁZATOK JEGYZÉKE

---

1. táblázat: Tisza és főbb mellékfolyói alapvető tulajdonságaik szerinti összehasonlítása. ....	32
2. táblázat: Mintavételi pontok paraméterei.....	36
3. táblázat: A mintavételi pontok leíró statisztikái. ....	37
4. táblázat: Az elvégzett vizsgálatok során felhasznált vízminőségi változók, valamint az adott vizsgálatba bevont mintavételi pontok bemutatása (az adott vizsgálatban szereplő időszakok megjelölésével). A módszerek rövidítéseit lásd a Rövidítések jegyzékében. * .	39
5. táblázat: A Periódusindexek definíciója.....	50
6. táblázat: Átlagos éves periodicitások paraméterenként és mintavételi pontonként a vizsgálati időtartam százalékában. Az utolsó sorban a változók átlagos éves periodicitása található teljes vizsgált folyószakasz alapján meghatározva. Az utolsó oszlop tartalmazza a mintavételi pontok átlagos éves periodicitását az összes vizsgált paraméter alapján (Kovács et al., 2017a). ....	65
7. táblázat: Lineáris regressziós modellek a klorofill-a becslésére.....	67
8. táblázat: A változók Wilks' $\lambda$ statisztikája. A kis koefficienssel rendelkező változók felelősek jelentősebb mértékben a csoportok kialakulásáért. ....	71
9. táblázat: A vizsgált mintavételi pontok összesített átlagos periodicitása ( $PI_{MP}$ ).....	77



## KIVONAT

---

Felszíni vizeink védelme kiemelten fontos feladat, különös tekintettel a folyókra. A Kárpát-medence második legnagyobb folyójának, a Tiszának természeti, környezeti és gazdasági értéke felbecsülhetetlen, ezért védelme és megfelelő ismerete elengedhetetlen. Három évtizedet lefedő (1975-2005), számos paramétert tartalmazó adathalmazban milliós nagyságrendű mért adat állt rendelkezésre doktori munkám során a Tisza magyarországi vízgyűjtőjéről. A Tisza esetében összesen 14, illetve legnagyobb mellékfolyóit tekintve további 6 mintavételi pont adatai kerültek feldolgozásra egy- és többváltozós és idősoros adatelemző módszerekkel. Az adathalmazból összesen 17 vízminőségi változó felelt meg a kutatás céljainak és a választott matematikai módszerek követelményinek (pH, vízhozam, az oxigénháztartás paraméterei, legfontosabb kationok és anionok, nitrogén- és foszforformák, valamint klorofill-a). A dolgozat célja, hogy egy eddigieknél összetettebb és hatékonyabb megközelítésben tárja fel a folyórendszer vízminőségi állapotának klimatikus kapcsolatait, illetve térbeli struktúráit.

Az eredmények rámutattak arra, hogy a vizsgált időszakon belül nem lehetséges homogén időszakok meghatározása, sem az évek között, sem egy éven belül. Mindemellett a hónapok optimális csoportosításain keresztül hidrokémiai évszakok azonosíthatók. Az időbeli inhomogenitással szemben térben lehetséges homogén csoportok kialakítása, amely felhasználható a Tisza monitoringrendszerének<sup>1</sup> optimalizálására.

A folyó klimatikus kapcsolatainak további vizsgálata során, az éves periodicitás meghatározása volt a cél wavelet spektrum-bebecsléssel. A mérsékelt égövi folyórendszerek természetes tulajdonsága az éves periódus jelenléte, mivel a vízminőségi változók fluktuációit jelentősen befolyásoló tényezők, például csapadék vagy párolgás, az évszakosság következtében szintén éves periodicitást mutatnak. Ez a tulajdonság a vízminőségi változók viselkedésében is megnyilvánul. Az eredmények szerint a vizsgált paraméterek több – rövidebb vagy hosszabb – időszakban nem mutattak éves periodicitást, azonban a folyó alvízi szakasza felé haladva jelenléte egyértelműen növekszik.

Végül a Tisza vízminőségi változóinak éves periodikus viselkedése, illetve a mögöttük levő folyamatok éves periodicitása, szignifikáns és mérhető kapcsolatban van a primer produkcióval. Így a vizsgált paraméterek éves periodicitását felhasználva megbecsülhető a folyó klorofill-a tartalma.

A doktori kutatás eredményei hatékony eszközöket adnak a vízminőség vizsgálatához, valamint lehetőséget kínálnak a Tisza monitoringrendszerének optimálisabb, költséghatékonyabb működtetésére.

---

<sup>1</sup> A szakkifejezések helyesírása során a mellékletben szereplő állásfoglalást tekintettem irányadónak.

## ABSTRACT

---

Application of multivariate- and time series analysis methods on the water quality data sets of the water-system of the River Tisza

The protection of surface waters is highly important, especially in the case of rivers. The protection and further exploration of the water quality of the second largest river in the Carpathian Basin, the River Tisza assumes ever-greater proportions. To assess the status of the river, 17 water quality parameters from three decades (1975-2005) were processed. The data were collected from 14 sampling sites of the Hungarian branch of the River Tisza and 6 additional ones from its tributaries using the methods of uni/multivariate and time series analysis.

The main aim of the study is to explore and show the interconnection of the water quality of the River Tisza and the local climate and give an insight into the spatial structure and possible recalibration of its monitoring network to a previously unattained degree of accuracy. Results indicate that homogeneous inter- and intra annual time intervals cannot be determined, while with an optimal grouping, it was possible to identify hydrochemical seasons. In contrast to the discovered temporal inhomogeneity, in space homogeneous groups of sampling sites were found, and it is these which may later be used to optimize the monitoring network of the River Tisza.

As a natural characteristic of limnological systems (driven by precipitation, evaporation, temperature fluctuation) of the moderate climate zone, with wavelet spectrum analysis the annual periodic behavior of the water quality variables was determined. It was quantified according to time intervals in which the periodic behavior of a given parameter was missing. Moreover, it was found that as we proceed downstream the periodic behavior of the water quality variables increases.

To be specific, we can say that the annual periodic behavior of parameters standing in direct relation with primer production was used to create a significant model to estimate the chlorophyll-a content of the water, thus the phytoplankton biomass of the river at a given sampling site.

The results of the work that went into this thesis provide a set of efficient, state-of-the-art tools to assess the current state of water quality of the river, and in parallel with this, to optimize its monitoring network so that it functions in a more cost-efficient way.

## **ABSTRAKT**

---

### Anwendung von Multivariate- und Zeitreihenanalyseverfahren zur Forschung der Wasserqualitätsdatensätze des Wassersystems des Flusses Theiß

Der Schutz von Oberflächenwasser ist von großer Bedeutung, mit besonderer Hinsicht auf Flüsse. Es ist daher erforderlich, den zweitlängsten Fluss der Karpaten zu schützen und seine Wasserqualität zu untersuchen. In meiner Arbeit verwendete ich 17 Parameter von drei Jahrzehnen (1975-2005), von insgesamt 14 Messpunkten von der ungarischen Strecke des Flusses und von 6 weiteren Messpunkten der Nebenflüsse, um den Status des Theiß analysieren zu können. Ziel dieser Arbeit ist, die Beziehungen zwischen Klima und Wasserqualität des Flusses Theiß zu untersuchen, beziehungsweise die räumliche Struktur des Flusses zu erforschen, um eine Optimierung des Monitoring Systems zu ermöglichen.

Die Ergebnisse zeigten, dass in der untersuchten Zeit keine homogene Zeiträume identifizierbar waren – weder innerhalb eines Kalenderjahres, noch darüber hinaus. Weiterhin war es möglich, durch optimale Gruppierung der Monate, hydrochemische Jahreszeiten zu identifizieren. Im Gegenteil zu der zeitlichen Inhomogenität, war es möglich räumliche homogene Gruppen abzugrenzen, die zur Optimierung des Monitoring Systems des Theiß verwendet werden können.

Bei weiterer Untersuchung der klimatischen Beziehungen des Flusses war es meine Absicht, das jährliche periodische Verhalten des Theiß durch Anwendung des Wavelet-Spektrum zu bestimmen. Für die Flusssysteme in der gemäßigten Zone wäre das Vorhandensein der jährlichen Periodizität zu erwarten, aber die Ergebnisse zeigten, dass bei mehreren Parametern die jährliche Perioden gefehlt haben. Darüber hinaus konnte nachgewiesen werden, dass das Vorhandensein der jährlichen Periodizität eindeutig gestiegen ist, je näher der Messpunkt an die Mündung gemacht wurde.

Letzlich wurde gezeigt, dass das jährliche periodische Verhalten der Parameter in direkter Verbindung ist mit der Primärproduktion. Diese Verbindung konnte folglich die Schätzung der Chlorophyll a-Konzentration an den Messungspunkten ermöglichen.

Die Ergebnisse der Doktorarbeit liefern effektive Methoden zur Ermittlung des aktuellen Standes der Wasserqualität, beziehungsweise bieten die Möglichkeit für ein optimiertes und effektiveres Betrieb des Monitoring-Systems des Flusses an.



# **1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS**

---

A víz szerepe létfontosságú a Földön, hiszen az élet az óceánok vizében kezdődött, továbbá az összes élőlény szervezete tartalmaz vizet, a teljes testtömeghez képest akár 60-95%-ban (Pimentel et al., 2004), így az elengedhetetlen az élet fenntartásához is. Annak ellenére, hogy a Föld felszínének 71%-át víz borítja, a bioszféra számára oly fontos édesvíz részaránya csupán 3% a hidroszférában (Shiklomanov és Rodda, 2003). A földi vízkészlet több, mint 97%-a a tengerekben, óceánokban található (eltekintve a litoszférában kötött víz mennyiségétől) (Shiklomanov, 1999). Ugyanakkor az édesvízkészlet közel 70%-a a krioszférában található, így gyakorlatilag hozzáférhetetlen az élőlények számára. Ebből a szempontból a legkönnyebben hozzáférhető édesvízforrást a felszíni vizek szolgáltatják. Azonban a Föld vízkészletének csupán 0,29%-a található édes vizű tavakban, 0,03%-a wetlandekben (vizes élőhelyekben), míg felszíni vízfolyásokban már csak alig 0,006%-a (UNEP 2007). A folyók jelentősége mégis óriási mind az állatvilág, mind pedig az emberi társadalmak számára. Például sok százmillió ember ivóvízszükségletét fedezik parti szűrésű kutak, emellett gyakran a folyók fogadják a különböző eredetű szennyvizeket is. A vízgazdálkodás során tehát elengedhetetlenül fontos, hogy ismerjük a folyók vízminőségét alakító folyamatokat, mert állapotuk közvetlenül vagy közvetve hatással van az emberi társadalmakra (Zhou et al., 2007).

A különböző antropogén folyamatok világszerte jelentősen befolyásolják a folyók vízminőségét, melyek pontos feltárása számos esetben még nem történt meg (Meybeck, 2005). E folyamatok (pl. ipari és mezőgazdasági termelés, kommunális vízhasználat stb.) sokszor komolyan veszélyeztetik a folyók vízminőségét, azzal, hogy i) toxikus anyagokat juttatnak a folyókba (tiszai cianidszennyezés; Soldán et al., 2001), vagy ii) növelik az elsődleges termelők számára felvehető tápanyagok mennyiségét, amely akár eutrofizációhoz is vezethet, továbbá iii) a folyóvizek „túlhasználata” jelentős szárazodáshoz vezethet (például az Aral-tó zsugorodása; Aus der Beek et al., 2011). Míg tehát ezen antropogén hatások egyre kevésbé vitatottak, annak érdekében, hogy megérthessük ezeket a folyamatokat és következményeiket, hosszú távú vízminőségi idősorokra van szükségünk (Burt et al., 2014; Myroshnychenko et al., 2015). A folyók vízminőségét az antropogén folyamatok mellett természetes hatások (csapadék, párolgás, erózió, stb.) egyaránt befolyásolják (Singh et al., 2004). A dolgozatban mindezek jellegzetességeit és következményeit vizsgálom a Kárpát-medence második legnagyobb folyója, a Tisza magyarországi szakaszán.

---

A nagy folyórendszerek esetében sajátos problémákkal kell megküzdeniük a szakembereknek, különösen igaz ez akkor, ha a vízgyűjtő több ország területét is érinti, amely gyakran együtt jár a vízgazdálkodás prioritásainak különbözőségeivel is (Bloesch et al., 2012; Sommerwerk et al., 2010). Azonban minden esetben a fenntartható vízgazdálkodás megvalósítása a cél (UNEP 2007). Nemzetközi vízgazdálkodás és -védelem bevezetésével jelentősen javítható e törekvések hatásfoka: ennek érdekében született például a Clean Water Act (CWA 1948), amely az Egyesült Államok vízhasználatát szabályozza a vízminőség védelmében, vagy az Európai Unióban a Víz Keretirányelv (VKI, 2000/60/EC), mely jelenleg is meghatározza a vízminőség-védelem kereteit Európában. Mind a VKI-ban, mind pedig a CWA-ban megfogalmazott célok eléréséhez elengedhetetlen a víztestek állapotának folyamatos és hosszú távú ellenőrzése reprezentatív vízminőségi idősorok segítségével (Sargaonkar és Deshpande, 2003), ezt a célt szolgálják a monitoringrendszerek. E rendszerek létrehozásának és üzemeltetésének fontos eleme a megfelelő mintavételi stratégia megválasztása a reprezentativitás érdekében (Füst és Geiger, 2010). Mindamellet, hogy a tervezett elemzésekhez megfelelő minőségű és elegendő adatot kell szolgáltatni, pénzügyi, gazdasági szempontokat is figyelembe kell venni. Ez azonban azt követeli meg, hogy folyamatosan fejlődjön a víztestek monitoringhálózata. A határokon belüli, illetve határokon átívelő interkalibráció is szükséges lehet ahhoz, hogy jobban megérthessük ezen víztestek folyamatait (Chapman et al., 2016).

A doktori munkám során a Tisza magyarországi vízgyűjtőjén működő monitoringhálózat vízminőségi adatait vizsgáltam egy- és többváltozós adatelemző módszerekkel, valamint idősoros eljárások felhasználásával. Komplex megközelítésben kívántam feltárni a folyórendszer vízminőségi állapotának klimatikus kapcsolatait, illetve térbeli struktúráit. Fő céljaim a következők voltak:

1. bemutatni a Tisza magyarországi vízgyűjtőjéről származó adatsorok példáján több ma még nem vagy csak ritkán használt adatelemző módszer alkalmazhatóságát és hatékonyságát a vízminőség-vizsgálat terén;
2. a vízkémiai változók felhasználásával megvizsgálni a Tisza vízminőségi állapotának éven belüli és évek közötti mintázatát;
3. feltárni a Tisza monitoringrendszerének térbeli redundanciáit a mintavételi pontok homogén csoportjainak meghatározásával;



4. a homogén csoportok felhasználásával javaslatot tenni a monitoringrendszer térbeli optimalizációjára;
5. idősoros módszerekkel megvizsgálni a Tisza folyó vízminőségi változónak éves periodicitását.

A felsorolt célok megvalósítását az alábbi tanulmányok foglalják össze, amelyek jelen dolgozat gerincét képezik: Kovács et al., (2014); Tanos et al., (2014); Tanos et al., (2015); Hatvani et al., (2017); Kovács et al., (2017).

Feltételezésem szerint e kutatás és az alkalmazott szemlélet hatékony eszközök ad a vízminőség védelmével foglalkozó szakemberek számára, emellett segíti a vízminőség aktuális állapotának meghatározását, illetve azon tényezők feltárását és előrejelzését, melyek jelentősen befolyásolhatják azt. Végül lehetőséget kínál a Tisza monitoringrendszerének optimálisabb, költséghatékonyabb működtetésére.

## 2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

---

A XIX. század végén és a XX. század elején alakult ki a vízminősítés általános igénye, ami az ipari fejlődés és az urbanizáció által bekövetkezett vízszennyezés, különösen a folyók szennyezése okán született meg. Ennek megfelelően a XX. században a vízminőséggel foglalkozó kutatások száma exponenciálisan megnőtt (Meybeck, 2005). A vízminőség meghatározására azonban számos megközelítés létezik, úgymint fizikai, kémiai, biológiai és ökológiai vízminősítés. Magyarországon a felszíni vizek esetében ezeket foglalja rendszerbe a „*Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés*” című Magyar Szabvány (MSZ 12749:1993), amely meghatározza a vízminőség vizsgálatának menetét. Ezt a VKI magyarországi bevezetése (220/2004. (VII.21.) Korm. Rendelet) kiegészítette és egyben jelentősen meg is változtatta, amely a vízi ökoszisztémák védelmét helyezi előtérbe a vízminősítés során. Mindezeket figyelembe véve a dolgozat rá kíván világítani, hogy a vízminősítés során született adathalmaz további értékes információkkal szolgálhat az adott víztestről.

### 2.1. A folyóvízi anyagáramok jellegzetességei

A felszíni vizekben, az egyes vízkémiai összetevők mennyiségét befolyásolhatják az élőszervezetek, azáltal, hogy az életfolyamataik során felhasználják, majd visszaforgatják őket. Ebből következően azon elemek, melyek mennyisége összemérhető az élőszervezetek szükségleteivel, limitálhatják a vizekben kialakuló biomassza mennyiségét, ilyen összetevők lehetnek például az oxigén és a tápanyagok (nitrogén- és foszforformák, Padisák, 2005). Ezzel szemben más összetevők (például  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ ,  $Cl^-$ , stb.) általában sokkal nagyobb mennyiségben állnak rendelkezésre a vizekben, mint azt az élő szervezetek igényelnék, ebből következik, hogy ezen anyagok mennyiségét gyakorlatilag nem vagy csak kismértékben változtatják életfolyamataik során.

A folyókban az élőlények számára fontos anyagok transzportját nem csupán a folyó áramlása határozza meg, hanem az élőszervezetek mennyisége is. Például a perifiton tápanyagfelvétele lassítja a nitrogén- és foszforformák transzportját (Wetzel, 2001). A folyóvizekben általában nem a tápanyagok limitálják a primer produkciót, hiszen ezek gyakran jelentős tápanyag-utánpótlással rendelkeznek a felsőbb szakaszokról, illetve a mellékfolyókról. Leggyakrabban a folyókban az elsődleges termelést a fény limitálja,

melyre a legnagyobb hatással az áramlási sebesség, a turbiditás és a hordalék összetétele van (Padisák, 2005).

### **2.1.1. Monitoringrendszer-tervezés és -optimalizáció**

A Clean Water Act és a Víz Keretirányelv (VKI, 2000/60/EC) céljait tehát nem lehet megvalósítani a víztestek állapotának folyamatos ellenőrzése nélkül (Sargaonkar és Deshpande, 2003). Ennek érdekében szükséges monitoringrendszereket létrehozni és működtetni. A legfontosabb elvárás ezekkel szemben, hogy i) mind térben, mind pedig időben reprezentatív adatokat biztosítsanak a vizsgált víztestről, illetve ii) a működtetésük a lehetőségekhez és a célokhoz mérten költséghatékony legyen (Chilundo et al., 2008).

A vízminősítéshez e monitoring fizikai, kémiai, és biológiai adatai szükségesek. Mindazonáltal a rendszeres, jól működő monitoring nem elég, szükség van az adathalmaz megfelelő mélységű feldolgozására is. Egy monitoringhálózat adatainak sajátosságai (sok vízminőségi jellemző, több mintavételi pont, akár évtizedes idősorok) megkövetelik, illetve lehetővé teszik, hogy az egyes változók külön-külön történő vizsgálata mellett, a teljes rendszert tekintő, annak összefüggéseit is feltáró többváltozós adatelemzést is alkalmazunk. Az idősorok jellege emellett lehetővé teszi az időben végbement esetleges változások vizsgálatát, például egy adott periodikus mintázat meglétét vagy hiányát.

A vízminőségi mintavételi rendszerek optimalizációja elsősorban szakmai, illetve gazdasági megfontolások mentén történhet. Az optimalizáció természetesen megoldást kínálhat a reprezentativitás növelésére, valamint a költséghatékony működés elősegítésére is. Mindazonáltal a monitoringrendszer optimalizálását csak akkor lehet elvégezni, ha az egész rendszert egy egészként tekintjük, az összes mintavételi pontot beleértve, mert csak így tudjuk a köztük lévő különbségeket és a hasonlóságokat feltárni.

A monitoringrendszer-optimalizáció esetén leggyakrabban determinisztikus illetve sztochasztikus megközelítést alkalmaznak, valamint előfordulnak még GIS- (Geographic Information System) alapú módszerek, amelyek kombinálhatóak is az előzőekkel.

Annak érdekében, hogy képet adhassak arra vonatkozóan, hogy e módszerek alkalmazása mennyire szerteágazó a monitoringrendszerek optimalizációja során, a következő bekezdésekben példákat mutatok be i) a determinisztikus módszerek használatára, mind a monitoringrendszer tervezése, mind a már meglévő monitoringhálózat optimalizálása kapcsán, illetve ii) ezek kombinációját GIS-rendszerekkel. Majd iii) ezt követi a válogatott tanulmányok sora, melyek sztochasztikus

modellezést alkalmaznak, végül (iv) a sztochasztikus és GIS-módszerek kombinációja is bemutatásra kerül.

Egy monitoringhálózat felállításakor az első lépés a precíz tervezés, melynek kivitelezése során Telci et al., (2009) determinisztikus módszereket alkalmaztak, ahol is először numerikus módszerek segítségével az áramlásdinamikát határozták meg, majd egy optimalizációs modellt hoztak létre. Sharp és Sanders (Sharp, 1971; Sanders és Adrian, 1978; Sanders, 1980; Sanders et al., 1983) módszerei szintén gyakran használatosak a folyóvízi monitoringrendszerek tervezése során (Strobl és Robillard, 2008). Sharp módszere szerint a mintavételi pontokat elsősorban a természetes hozzáfolyások, tehát a mellékfolyók torkolatainak helye szabja meg; Sanders és a társai ugyancsak a mellékfolyók torkolatainak helyéből indulnak ki úgy, hogy a hozzáfolyásokat, mint pontforrást azonosítják, ami ezáltal megváltoztathatja víz addigi összetételét. A két módszer közös korlátja azonban, hogy a főfolyó mellékágaiba nem helyez mintavételi pontot, így azok állapotáról nem is gyűjt információt. Problémát okoz emellett az is, hogy a mintavételi pontok elhelyezését nem minden esetben képesek pontosan meghatározni. Do et al., (2012) ezt úgy kívánták kiküszöbölni, hogy kombinálták e megközelítést GIS-módszerrel, ezáltal még arra is képesek voltak, hogy nem pontforrás eredetű hatásokat (pl. a diffúz antropogén szennyezéseket) is lokalizáljanak. Egy korábbi kutatásukban monitoringhálózat-tervezéshez is GIS-módszerrel támogatott determinisztikus eljárást alkalmaztak (Do et al., 2011), egy tápanyagexport-együtthatót, valamint Sharp módszerét kombinálva GIS-vizsgálatokkal. A monitoringrendszer tervezése során feltárhatóvá vált a nem pontforrás eredetű terhelések helye. Egy másik esetben ugyancsak determinisztikus módszert (genetikus algoritmust) kombináltak GIS-módszerekkel a koreai Nakdong folyórendszeren működő monitoringhálózat hatékonyságának vizsgálatára (Park et al., 2006). Végül Közép-Olaszországban csupán GIS-módszerek segítségével felszín alatti vízszint-monitoringrendszert is terveztek (Preziosi et al., 2013).

Az új hálózatok tervezése mellett sok tanulmány foglalkozik a már működő monitoringhálózatok optimalizálásával. Egy tanulmányban például egy egydimenziós determinisztikus áramlási modellt, valamint egy vízminőségi modellt és Matter Element Analysis (MEA, Cai, 1994; Wang, 2001) kombináltak annak érdekében, hogy az Északkelet-Kínában található, Hejlungcsiang folyó hasonló tulajdonságokkal rendelkező szakaszait feltárják (Chen et al., 2012). Mindazonáltal a szerzők azt is állítják, hogy vízminőségi szempontból egy folyó homogén szakaszának definiálása nem abszolút, az

az adott módszertanon múlik. Gyakran alkalmaznak entrópieleméletet is, például i) sikeresen alkalmazták transzinformációs távolsággörbék mellett, hogy meghatározzák egy felszín alatti víz-monitoringrendszer mintavételi pontjainak hatékonyságát és optimális mintavételezési gyakoriságát (Masoumi és Kerachianin, 2010), míg ii) egy mikrogenetikus algoritmus alapú optimalizációs módszert alkalmaztak, hogy javítsák az iráni Jajrood folyó monitoringrendszerének tér- és időbeli működését (Mahjouri és Kerachian, 2011). Szintén genetikus algoritmust alkalmaztak, hogy optimalizálják a törökországi Gediz folyó vízgyűjtőjének monitoringhálózatát (Icaga, 2005), míg a Logan és Albert folyórendszeren (USA) költségfüggvények és genetikus algoritmus kombinációjával határoztak meg az optimális mintavételi gyakoriságot (Lee et al., 2014). A determinisztikus megközelítésnél maradva, Kao et al., (2012) két determinisztikus lineáris modellt javasolt a „simulated annealing” módszerrel megalkotott monitoringrendszer optimalizációjára a Dechi Rezervoár vízgyűjtőjén.

Természetesen számos kutatás sztochasztikus megközelítéssel kívánja a monitoringrendszerek optimalizációját megvalósítani. Többen trendanalízist alkalmaznak, hogy egy adott rendszer redundanciáját mérijék (Naddeo et al., 2007, 2013; Scannapieco et al., 2012). Egyéb gyakran alkalmazott módszerek, például klaszteranalízis (CA; részletesen bemutatva a 2.2.1. fejezetben), diszkriminanciaanalízis (DA; részletesen bemutatva a 2.2.3. fejezetben), főkomponens- (PCA) és faktoranalízis (Simeonov et al., 2003; Singh et al., 2004; Shrestha és Kazama, 2007; Filik Iscen et al., 2008; Hatvani et al., 2011; Kovács et al., 2012a; Magyar et al., 2013; Tanos et al., 2011; Tanos et al., 2012; Juahir et al., 2011; Jung et al., 2016; Falquina és Gallardo, 2017).

E sztochasztikus módszerek kombinációjával optimalizálták például a Suqia folyó vízgyűjtőjén működő monitoringhálózatot (Argentína; Alberto et al., 2001), vagy Hszianghszi folyó (Kína) és a Tigris folyó vízgyűjtőjén működő monitoringrendszert (Törökország; Varol et al., 2012; Wang et al., 2012). A CA- és a PCA-módszerek kombinációjával a vízminőségi változók tér- és időbeli változékonyságát vizsgálva valósítottak meg monitoring-optimalizációt (Fan et al., 2010; Razmkhah et al., 2010). Hazai példákra tekintve, CA-t alkalmaztak a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer mintavételi pontjainak csoportosítására (Hatvani et al., 2011, 2014), míg ennek egy speciális változatát, kódolással kiegészített klaszterezést alkalmaztak a Balaton különböző víztesteinek elkülönítésére (Kovács et al., 2012b). A legújabb kutatásokban gyakran használják a gépi tanulás (machine learning) módszerét, főleg neurális hálózatok alkalmazásával, amely – e tanulmányok szerint – ugyancsak hatékony eszköz akár a

vízminőségi monitoringrendszerek vizsgálatára (Csábrági et al., 2015; Csábrági et al., 2017; Heddad, 2014; Schleiter et al., 1999).

Természetesen a sztochasztikus módszereket is gyakran kombinálják GIS-alapú eljárásokkal. Például a Jangce deltatorolatának (a tengervízzel keveredő részének) monitoringhálózatát, krígelés és GIS-módszer kombinációjával optimalizálták (Shen és Wu, 2013). Természetesen krígelést önmagában is alkalmaztak optimalizációs céllal (Karamouz et al., 2009). Továbbá, a Valle de Querétaro Vízterelő (Mexikó) monitoringrendszerét két további többváltozós eljárás kombinációjával optimalizálták, statisztikus Kálmán-szűrőt kombináltak szekvenciális optimalizációs eljárással (Júnez-Ferreira és Herrera, 2013).

Dolgozatomban a fenti módszerek egy alternatíváját kívánom bemutatni a monitoringhálózatok még hatékonyabb optimalizációja érdekében. Ez az alternatíva a kombinált klaszter- és diszkriminanciaanalízis (Combined Cluster and Discriminant Analysis, CCDA; Kovács et al., 2014a), ami képes a tér- és időbeli jellemzőkkel rendelkező adatok kezelésére akár a teljes vízrendszeren. Többek között *lehetővé teszi annak eldöntését, hogy egy kapott csoportosítást tovább érdemes-e finomítani vagy sem, hogy végül homogén csoportokat kapjunk.* A homogén csoportok azonosításának képessége a CCDA egy olyan tulajdonsága, amely jelentősen elkülöníti a korábban bemutatott módszerektől, legyen szó determinisztikus, sztochasztikus vagy akár ezek GIS-módszerekkel kombinált változatairól is.

### **2.1.2. Idősoros és periodicitás vizsgálatok**

A felszíni víztestek vízminőségi idősorai gyakran periodikusak, mivel a fluktuációt jelentősen befolyásoló tényezők (hőmérséklet, csapadék, párolgás) az évszakosság következtében szintén éves periodicitást mutatnak (Tanos et al., 2015). Az éves periódus kimaradása azonban több okból is bekövetkezhet. Aszályos, illetve extrém magas csapadékú években a periodicitás gyakran felborul, de akár antropogén hatások következtében is hiányozhat az idősorokból a periodikus komponens (Kovács et al., 2004, 2010, 2017; Fehér et al., 2016; Hatvani et al., 2017). A periodikus jellegzetességek megismerése mindazonáltal segítheti a vízminőségi állapot előrejelzését. A periodicitásvizsgálatnak egyik hatékony eszköze a Wavelet spektrum-bebecslés (Kovács, 2007; Kovács et al., 2004, 2010; Labat et al., 2001; Lafrenière és Sharp, 2003, Tauber et al., 2011; Yanyou et al., 2006; Zhang et al., 2008).

A folyóhálózatok dinamikusan változó fizikai gradienseket biztosítanak a különböző biótáknak, beleértve a fitoplankton is (Kingsford, 2000). A folyó jellemzői a forrásától nagymértékben változhatnak, egészen a nagyon árnyékolt szakaszoktól (pl. erdők által övezett szakaszok) a mély csatornákkal jellemezhető autotróf alföldi folyókig, ahol is a turbiditás gyakran jelentősen korlátozza a fény hozzáférhetőségét (Dokulil, 2006; Istvánovics és Honti, 2012). A legnagyobb autotróf produktivitást a közepes és nagyméretű folyókban és a nagy ártéri folyókban tapasztalhatjuk (Istvánovics et al., 2014). A VKI (2000/60/EC) a természetes víztestek jó ökológiai státuszának visszaállítására, illetve fenntartására kötelezi a tagországokat. Az egyik legfontosabb kérdéskör a folyók vízminőségében az eutrofizációé (Neal et al., 2008), ami indokolja a fitoplankton vizsgálatát a nagy folyókban, mely egyre fontosabbá váló feladat többek között az EU-n belül is (Hering et al., 2010; Reyjol et al., 2014). Ahogy alsóbb szakasz-jelleget vesz fel a folyó (lassul az áramlási sebesség, megnő a tartózkodási idő, a turbiditás csökken és megnő az átlátszóság stb.), sokkal könnyebben válik plankton által dominálttá a vízminőség (Moss és Balls, 1989; Várbíró et al., 2007). Ez megjelenik a planktonikus klorofill folyamatos növekedésében is, ahogy a felsőbb szakasz felől haladunk a folyóban a középső, majd az alsó szakasz felé. Annak ellenére, hogy a klorofill-a meghatározása sem nem bonyolult, sem nem költséges, hosszú távú adatok jellemzően csak az 1990-es évektől állnak rendelkezésre Kelet-Európában. Ennek oka, hogy a klorofill-a vizsgálatát ekkor vonták be először a nemzeti vízminőségi hálózatok sztenderd vizsgálandó paraméterei körébe.

A fitoplanktonnak életbevágó szerepe van a fluviális ökoszisztémákban, leginkább a változó klimatikus és környezeti hatások által terhelt folyókban (Villegas és de Giner, 1973). A fitoplankton-taxonok, többek között a rövid életciklusuk miatt, nagyon jó vízminőségi indikátorok (Wu et al., 2014, 2012). Ezen szempontokat figyelembe véve, az alga biomassza becslése, előrejelzése alapvetően fontos a különböző folyórendszerek kezelése szempontjából (Jeong et al., 2008; Read et al., 2014). A fitoplankton dinamikáját leíró modellek létrehozásának már van kialakult gyakorlata, amelyekkel megbecsülhetjük a valós környezeti jelenségek által befolyásolt fitoplankton mennyiséget az adott folyóban (Elliott et al., 2010). Ezeket sikeresen alkalmazták számos folyó, (Jeong et al., 2001; Wu et al., 2014) és tó, így például a Taihu-tó esetében (Kína; Huang et al., 2014, 2012).

A konvencionális determinisztikus modellek alapeleme a fitoplankton növekedését leíró kinetikai egyenlet (Jørgensen, 1976).

$$\frac{dFp}{dt} = G_{max} \cdot f(T, I, \dots) \cdot Fp \quad (1)$$

ahol a fitoplankton biomassa ( $Fp$ ), a hőmérséklet ( $T$ ), a fényintenzitás ( $I$ ) és a rendelkezésre álló tápanyagok függvényében változik. Így a fenti egyenlet magában hordozza a tápanyagok esetében a periodikus tulajdonságokat, azonban számos vízminőségi változó periodikus viselkedésének szerepét (például anionok és kationok) nem hasznosítja, mint egy lehetséges háttértényezőt. Annak ellenére nem veszik figyelembe a legtöbb általános vízkémiai változó esetleges hajtószerepét, hogy Reynolds már 1984-ben kiemelte, hogy a fitoplankton periodikus életciklusa milyen fontos szereppel bír a populációdinamika irányításában és a társulás-struktúrák kialakulásában.

Az éves periodicitás hiánya vagy megléte, közel sem annyira egyértelmű, mint azt először gondolnánk. A komplex, egymást erősítő és gyengítő, illetve az egymást kiegészítő vagy felülíró folyamatok természete, legyen szó antropogén vagy természetes folyamatról, megbonthatja a különböző vízrendszerek természetes periodikus viselkedését (Kovács et al., 2010; Fehér et al., 2016; Garamhegyi et al., 2017) A fő vízminőségi változók periodikus viselkedése tehát jelentősen meghatározza azt, hogy természetes fitoplankton-növekmény van-e vagy sem az adott víztest esetében. Mint az elsődleges termelők, a planktonikus algák a vízi környezetben jelentősen meghatározzák és alakítják a vízi ökoszisztémák összetételét, például azáltal, hogy a növényevők számára táplálékul szolgálnak (Wehr és Descy, 1998). Ezenfelül a folyórendszerekben a fitoplankton periodikus viselkedésének megváltozása olyan láncreakciót indíthat el a táplálékláncban, amely a folyóvízi ökoszisztémákban jelentős változást indukálhat (Daily, 1997). Mindezekből az következik, hogy egyértelműen szükséges, hogy jobban megértsük a fitoplankton dinamikáját befolyásoló hajtótényezőket a folyókban.

A mérsékelt égövi folyórendszerek természetes tulajdonsága az, hogy éves periodicitást mutatnak (Tanos et al., 2015). Ez az éves periodicitás a vízminőségi változók periodikus viselkedésében nyilvánul meg, és bizonyíthatóan jelentős hatással bír a természetes fitoplankton-dinamika alakításában is. Ezt tehát követni tudjuk a fitoplankton dinamikájának elsődleges proxija, a víz klorofill-a tartalmának vizsgálatával (Borics et al., 2007). Annak ellenére, hogy korábban számtalan empirikus modellt dolgoztak ki azzal a céllal, hogy meghatározzák a makrotápanyagok – főként összes foszfor és összes



nitrogén – és a fitoplankton klorofill-a kapcsolatát, ezek a modellek főként tavakra fókuszáltak (Phillips et al., 2008; Poikane et al., 2011).

Tehát amennyiben az általános vízminőségi paraméterek periodikus viselkedését össze tudjuk kapcsolni a klorofill-a varianciájának változásával, más szavakkal, be tudjuk azt bizonyítani, hogy az általános vízkémiai paraméterek periodikus viselkedése szignifikánsan befolyásolja a folyóban a klorofill-a-varianciát és tartalmat, akkor ezáltal létrehozható egy új módszer a klorofill-a-tartalom becslésére.

## **2.2. A feltáró adatelemzés módszerei és eszközei**

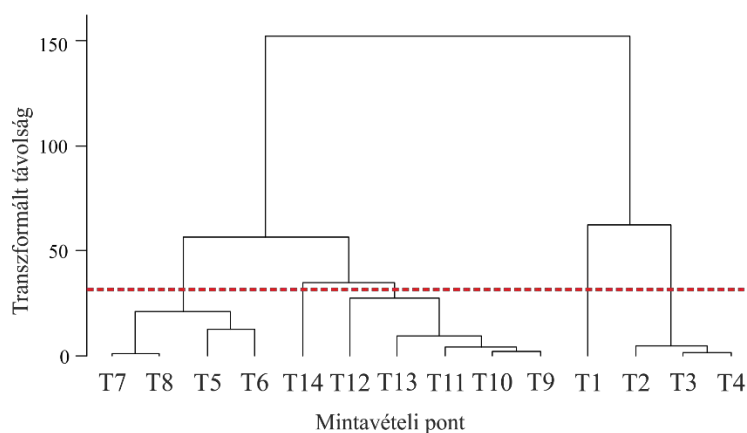
Jelen fejezet áttekintést kíván adni a feltáró adatelemzés eszközeinek szakirodalmából, különös figyelemmel azon eljárásokra, melyek a doktori munka során fontosak voltak. Ezen eljárások között találhatóak gyakran alkalmazott módszerek (például klaszteranalízis és lineáris regresszió), illetve kevésbé elterjedtek (Lomb-Sargle periodogram). Az itt felsorolt módszerek szervesen kapcsolódnak a doktori cselekményhez, azonban a kutatás módszertana általában ezek speciális alkalmazását jelenti, melynek részletes kifejtése a 3. fejezetben található.

### **2.2.1. Klaszteranalízis**

Bizonyos objektumok csoportosításának (klasszifikációjának) igénye gyakran felmerülő probléma a különböző tudományterületeken. Egy általánosan használt módszer a modern kutatásokban a klaszteranalízis (CA; Everitt, 2011). Többek között alkalmazható különböző fajokra a biológiában, azonosan viselkedő területek kijelölésére a távérzékelésben és mintavételi pontok csoportosítására a föld- és környezettudományokban. Ez utóbbi megközelítés szerint szerepel a CA e kutatásban is. A CA során az egyik legfontosabb kérdés, hogy hogyan lehet meghatározni a legnagyobb csoportokat, azaz azon objektumok körét, melyek hasonló tulajdonságokkal rendelkeznek. Mindez lehetővé tenné például a mintavételi pontok számának csökkentését minimális információveszteség mellett, vagy akár anélkül.

Az klaszteranalízis egyik leggyakoribb típusa a hierarchikus klaszterezés (HCA). Alkalmazása során a kiindulópontban minden objektum külön csoportba tartozik. Majd a további lépésekben, minden esetben a két legközelebbi csoportot összevonjuk. A csoportok összevonását egészen addig folytatjuk, amíg az összes objektum egyetlen

csoportba nem kerül. A létrehozott klaszter alapvető módon függ attól, hogy az egyes objektumok közötti távolságot milyen módszerrel határozzuk meg. A földtudományi kutatásokban gyakori a négyzetes euklideszi távolság alkalmazása, illetve a Ward-módszerrel létrehozott HCA, mert a csoportokon belüli variancia így minimalizálható (Shrestha és Kazama, 2007; Hatvani et al., 2011; Kovács et al., 2012a, 2012b; Jung et al., 2016; Falquina és Gallardo, 2017). A klaszteranalízis eredménye dendrogramon ábrázolható. Attól függően, hogy mely távolságon belül tartoznak az egyes objektumok azonos csoportba, különböző csoportosításokat határozhatunk meg, azaz a csoportosítás attól függ, hogy a dendrogramot milyen transzformált távolságnál „vágjuk el” (1. ábra).



*1. ábra: Példa a hierarchikus klaszteranalízis eredményére. A szaggatott vonal öt csoportnál „vágja el” a dendrogramot.*

A klaszterezés során mindig nehéz eldönteni, hogy az egyes csoportokat mely távolságon belül szükséges összevonni, mindazonáltal e döntés az adott csoportosítás alapját képezi (Anderberg, 1973). Különösen fontos ez a HCA esetében is (Day és Edelsbrunner, 1984).

Számos kutatás foglalkozik a különböző csoportosítási technikák javításával. Az ökológiában McKenna (2003) adott erre jó példát, amikor ökológiai közösségeket tanulmányozott. Rowan et al., (2012) kockázatbecslésen alapuló módszert dolgozott ki Anglia, Skócia és Észak-Írország tavainak csoportosítására. Míg Yang (2013) többjelölős csoportosításon (multi-label classification) alapuló modellt alkotott a fenntartható ártérmenedzsment érdekében. A dolgozatomban később bemutatásra kerülő Combined Cluster and Discriminant Analysis nem csupán a csoportszám meghatározásának hatékony eszköze, hanem a homogén csoportok meghatározásának is (3.2. fejezet, Kovács et al., 2014, 2015; Bánfi et al., 2015; Tanos et al., 2015).

### 2.2.2. Wilks' $\lambda$ statisztika

Fontos kérdés továbbá, hogy az egyes paraméterek milyen mértékben befolyásolják az adott csoportok létrejöttét. E kérdés megválaszolásában jelentős segítséget nyújt a Wilks'  $\lambda$  statisztika (Wilks, 1932), ami az adott paraméterre vonatkozóan a csoportokon belüli és a teljes eltérések négyzetösszegeinek hányadosa.

$$\lambda = \frac{\sum_i \sum_j (x_{ij} - \bar{x}_i)^2}{\sum_i \sum_j (x_{ij} - \bar{x})^2} \quad (2)$$

ahol az  $x_{ij}$  az  $i$ -edik csoport  $j$ -edik eleme,  $\bar{x}_i$  az  $i$ -edik csoport és  $\bar{x}$  az összes adat átlaga.

Ha a kapott  $\lambda$  érték egyenlő 1-gyel ( $\lambda=1$ ), akkor a csoportok átlagai nem különböznek, tehát a vizsgált paraméter nem befolyásolta a csoportok alakulását. Ha a kapott  $\lambda$  érték egyenlő 0-val ( $\lambda=0$ ) akkor a paraméter maximálisan befolyásolta a csoportok alakulását (Afifi et al., 2004; alkalmazásra példa: Hatvani et al., 2011; Kovács et al., 2012a, 2012b). Eredményként felállítható a paramétereknek egy Wilks'  $\lambda$  statisztika szerinti sorrendje, amiből az adott paraméter csoportosításban betöltött szerepe eldönthető.

### 2.2.3. Diszkriminanciaanalízis

Bármely kapott csoportosítás validálásra szorul, mert azok létezését valamilyen hipotézisvizsgálati eljárással igazolni kell. E célra megfelelő módszer a diszkriminanciaanalízis. A Fischer-féle lineáris diszkriminanciaanalízis során (LDA) az eredeti adatok olyan lineáris kombinációját alkotjuk meg, ahol a csoportokon belüli változékonyság minimális, míg a csoportok közötti különbségek maximálisak (Johnson és Wichern, 2002; Duda et al., 1999; és McLachlan, 2004).

Matematikai értelemben azokat az  $a_i$ , vektorokat keressük, ahol

$$\frac{a_i^T S_K a_i}{a_i^T S_B a_i} \quad (3)$$

maximálisan eleget tesz a normalitás és a korrelálatlanság feltételének a transzformált térben.  $S_K$  a csoportok közötti,  $S_B$  pedig a csoporton belüli kovarianciamátrix:

$$S_K = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^k n_i (\bar{x}_i - \bar{x})(\bar{x}_i - \bar{x})^T, \quad (4)$$

$$S_B = \frac{1}{(n-k)} \sum_{i=1}^k n_i \hat{\Sigma}_i, \quad (5)$$

ahol  $k$  a csoportok száma,  $n_i$  a megfigyelések száma az  $i$ -edik csoportban,  $n$  a csoportonkénti megfigyelések számának összege,  $\bar{x}_i$  a mintaátlag az  $i$ -edik csoportban,  $\bar{x}$  az összes megfigyelés átlaga és  $\hat{\Sigma}_i$  az  $i$ -edik csoport kovarianciamátrixa. Az  $a_i$  vektorok alapján számított lineáris diszkriminálósíkokkal a megfigyeléseket  $k$  csoportba soroljuk. A diszkriminanciaanalízis által készített és az eredeti csoportbeosztás alapján a helyesen kategorizált esetek százalékos aránya kiszámítható (Webb, 2002; Kovács és Erős, 2017). A diszkriminanciaanalízis a klaszteranalízissel készített csoportbeosztás ellenőrzésére is hatékonyan használható (Kovács et al., 2012a, Hatvani et al., 2014). Amennyiben azonban a csoportok egymást átfedik, az egyes megfigyelések több csoportba osztása nehezebb. Ennek következménye, hogy az LDA általában nagyobb százalékban csoportosít helyesen, ha a csoportok száma kisebb. Ezt a tényt a validálási folyamat során szem előtt kell tartani.

#### 2.2.4. Lineáris regresszió

Az egy- és többváltozós lineáris regresszió (MLR) megbecsüli a kapcsolatot a legkisebb négyzetek elvét, felhasználva egy függő és egy vagy több független változó között (Draper és Smith, 1998), és kifejezi a függő változó értékét a független változó(k) lineáris függvényében,

$$y = \beta_0 + \beta_1 \cdot x_1 + \beta_2 \cdot x_2 + \dots + \beta_i \cdot x_i \quad (6)$$

ahol az  $x_i$  az  $i$ -edik független változó, a  $\beta_i$  az  $i$ -edik független változó együtthatója,  $\beta_0$  pedig a regressziós konstans.

A létrehozott modellek hatékonyságát, illetve hibáját számos statisztikai módszerrel mérhetjük. Ezek közül a determinációs együttható korrigált értéke ( $R^2$ ), az átlagos négyzetes hiba gyöke (RMSE) és a multikolinearitás meghatározása érdekében varianciainflációs faktorérték (VIF; O'Brien, 2007) került használatra. Valamint F-próba segítségével  $\alpha=0,05$  szignifikanciaszinten megállapítható volt, hogy a függő és független változók közötti kapcsolat véletlenszerű-e vagy sem.

$$R^2 = \frac{[\sum_{i=1}^n (m_i - \bar{m})(b_i - \bar{b})]^2}{\sum_{i=1}^n (m_i - \bar{m})^2 \sum_{i=1}^n (b_i - \bar{b})^2} \quad (7)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (m_i - b_i)^2}{n}} \quad (8)$$

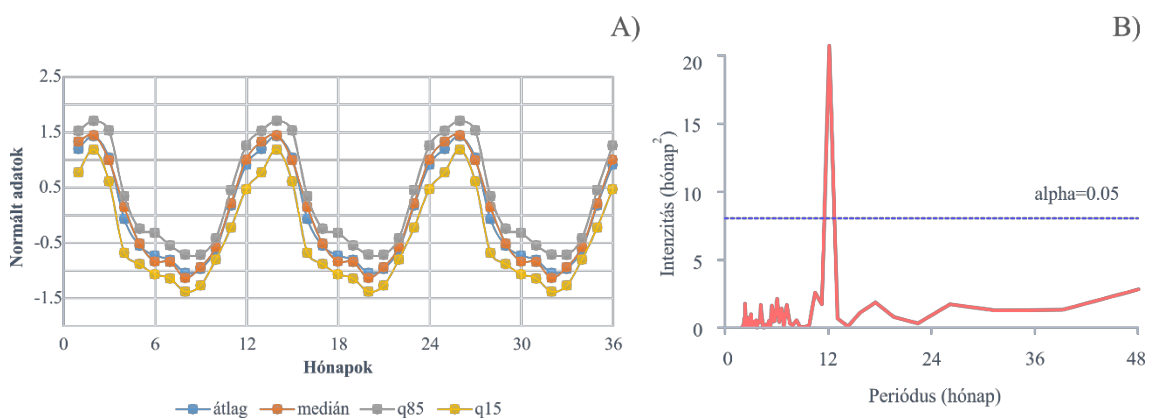
$$VIF = \frac{1}{1 - R^2} \quad (9)$$

ahol  $m_i$  függő változó  $i$ -edik mért eleme és  $b_i$  az  $i$ -edik becült eleme, illetve  $\bar{m}$  és  $\bar{b}$  a független változó mért és becült elemeinek átlagai.

### 2.2.5. Periodicitásvizsgálat átlagokkal és Lomb-Scargle periodogrammal

A legegyszerűbb módja az éves periodicitás vizsgálatának a havi átlagok képzése. Így a periodikus és a kevésbé periodikus mintavételi pontok és/vagy változók azonosíthatóak (Kovács et al., 2010). Ennek érdekében a leghatékonyabb módszerek bizonyul, ha az átlagot, a mediánt és a 15%-os és 85%-os percentiliseket elemezzük (2. ábra).

Az átlagképzésnél kifinomultabb eljárás a Lomb-Scargle-módszer (L-S) (Lomb, 1976; Scargle, 1982; 2. ábra). Az L-S-módszer szignifikanciaszintet rendel egy adott periódus meglétéhez, így pontosabb képet ad esetünkben az éves periodicitásról is. Azonban az L-S-módszer miután azonosította az éves periódussal rendelkező komponenseket egy adott időszorban, arról nem ad felvilágosítást, hogy az adott periódus az egész vizsgált időszakban jelen volt-e vagy sem. Ennek oka, hogy az L-S-módszer időben nem lokalizált.

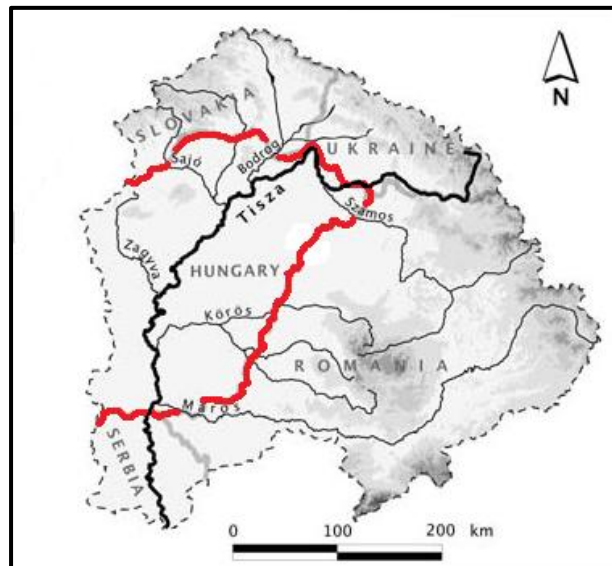


2. ábra: Példa a periodicitás vizsgálat módszereihez. A havi alapstatisztikák segítségével megjelenített éves periodicitás A). A Lomb-Scargle-módszer grafikus eredménye B), amely szerint a kiválasztott időszakban az éves periodicitás jelenléte szignifikáns.

### 2.3. A Tisza folyó vízgyűjtője

Az alábbi fejezetben a doktori disszertáció tárgyát képező folyót, a Tiszát kívánom általánosságban bemutatni. A Tisza a Kárpát-medence egyik legjelentősebb folyója, a Duna leghosszabb mellékfolyója. A Máramarosi Havasoktól Titelig tartó útja során áthalad Ukrajna, Románia, Szlovákia, Magyarország, valamint Szerbia területén is. Két forrásból ered, ezek a Fekete- és a Fehér-Tisza, melyek az ukrajnai Rahó település felett ömlenek egymásba, tehát tulajdonképpen innen kezdődik a Tisza folyó, amely a Kárpát-medence keleti részének vizeit gyűjti össze. Átlagosan évente 25,4 milliárd m<sup>3</sup> vizet szállít a Dunába (Pécsi, 1969). Vízgyűjtő területére vonatkozóan több forrás is eltérő adattal szolgált. Mueschen és Hochschild (2003) szerint 157200 km<sup>2</sup>, Somogyi Sándor (2003) szerint 156987 km<sup>2</sup>, míg Lászlóffy Woldemár (1982) szerint 157186 km<sup>2</sup> a Tisza vízgyűjtő területe (3. ábra).

A Tisza esetében egy olyan sajátos helyzet áll fenn, hogy míg a teljes vízgyűjtőterületnek alig egyharmada található Magyarország határain belül (körülbelül 47 000 km<sup>2</sup>), addig a folyó medrének legnagyobb része, több, mint 60%-a Magyarország területén halad át. A magyarországi Tisza-szakasz a határszelvények távolsága szerint 594,5 km hosszú.



3. ábra: A Tisza vízgyűjtő területe (Istvánovics et al., 2010)

A teljes hossza a Fekete-Tisza forrásától számítva a folyó a torkolatáig 962 km (Sakan et al., 2007), ebből a magyarországi szakasz közel 600 km. Eredeti hossza 1419 km volt (Horoszné Gulyás, 2010), amely a XIX. században kezdődő folyószabályozási munkák következtében rövidült le. A munkálatok túlnyomó részét a

nagyobb kanyarulatok átvágása, új meder, illetve gátak építése jelentette. A szabályozás eredményeként 3,7 cm-ről 6 cm-re nőtt a folyó esése kilométerenként. A szabályozást főleg az motiválta, hogy a Tiszát hajózhatóvá tegyék, valamint hogy egyszerűsítsék az árvízvédelmet, illetve lehetővé váljon új termőterületek kihalásának az egykori árterekből (Tóth, 2003). A gazdasági előnyök mellett a szabályozásnak számos negatív következménye adódott, melyek halmozódó hatása napjainkban is jelentős. Például (i) a megnövekedett esés következtében fölgyorsuló áramlás előnyben részesítette a reofil fajokat a limnofil fajokkal szemben. Megfigyelhető továbbá (ii) a meder mélyülése az erős áradások következtében, mely kisvízes időszakokban okozhat komoly problémát. Ilyenkor a meder menti, sekély felszín alatti vizek a mederbe kezdenek áramlani, lecsökkentve ezzel a talajvízszintet. Ugyanakkor áradáskor a folyó kilép a kialakított „keskeny” ártérbe, ahol nagy mennyiségű hordalékot rak le, ezzel feltöltve a hullámteret és csökkentve az ár levonulása számára biztosított hasznos térfogatot (Nagy, 2013). Mindezek következtében a Tiszán és mellékfolyóin jelentősen nőttek az árvizek során regisztrált vízállások az elmúlt 150-170 évben (A Vásárhelyi-Terv Továbbfejlesztése, 2002).

A Tisza esetében is gyakran megfogalmazódik az az igény, hogy definiáljuk a folyó felső, középső és alsó szakaszát. E felosztásra számos megközelítés létezik. Az egyik szerint a Tisza felső szakaszának határát i) Husztnál azonosítják, mert innentől lényegében síkságon folyik. Más megközelítésből ii) Tiszabecsnél található, mert itt kezdődik a kavicsos mederanyag fokozatos megváltozása sóderes, durva homokos mederanyaggá. Más elgondolás szerint iii) Záhony térségében van a felsőszakasz-jelleg határa, mert itt már egyértelműen homokos-iszapos a mederanyag. Végül, egy más nézőpont szerint iv) a Tisza felső szakaszának vége a Szamos torkolatánál található, míg a középső szakasz végét a Maros torkolata jelenti (Nagy, 2013). Munkám során ez utóbbi felosztást tekintetem mérvadónak.

A Tisza teljes vízgyűjtőjére számos antropogén hatás jellemző. Az alföldi területeken leginkább a mezőgazdaság jelentős, amely diffúz terhelést okoz, hozzáférhető nitrogén- és foszforvegyületek formájában. A vízgyűjtő területen emellett egyaránt jelen vannak a könnyű- és a nehézipar hatásai is, hol nehézfém-szennyezést okozva, hol xenobiotikumok, valamint szervesanyag-szennyezés formájában. Mindezek mellett jelentős a kommunáliszennyvíz-bevezetés hatása is.

Bár az utóbbi évszázadokban számos antropogén hatás érte tehát a Tisza-völgyet, Európa fontosabb vízfolyásaihoz hasonlítva a Tisza és közvetlen vidéke mai formájában

is az egyik legtermészetesebb állapotú folyóvölgy (Zsuga és Szabó, 2005). Ez azonban nem jelenti azt, hogy vízminőségi állapota kevesebb figyelmet érdemelne. A Tisza-völgy ugyanis európai jelentőségű ökológiai folyosó, országhatárokon átívelő egység (Zsuga et al., 2004). Ezért pontos ismerete és védelme közös érdeke az érintett országoknak. Csak Magyarországon körülbelül 400 település 1 500 000 főnyi lakosának életkörülményei függenek a Tisza vízjárásától és vízminőségétől.

### 2.3.1. A magyarországi Tisza legfontosabb mellékfolyói

A Tisza több jelentős mellékfolyóval rendelkezik, melyek közül a legtöbb Magyarországon éri el a főfolyót: a Túr, a Szamos, a Kraszna, a Bodrog, a Sajó, a Zagyva, a Körösök és a Maros. Továbbá két jelentős föcsatorna is megemlítendő a vizsgált folyószakaszon, ezek a Lónyai- és a Keleti-föcsatorna. A fent felsorolt mellékfolyók közül részletesen is bemutatom a legfontosabbakat, evvel elősegítve a dolgozatban bemutatott eredmények értelmezését (1. táblázat).

1. táblázat: Tisza és főbb mellékfolyói alapvető tulajdonságaik szerinti összehasonlítása.

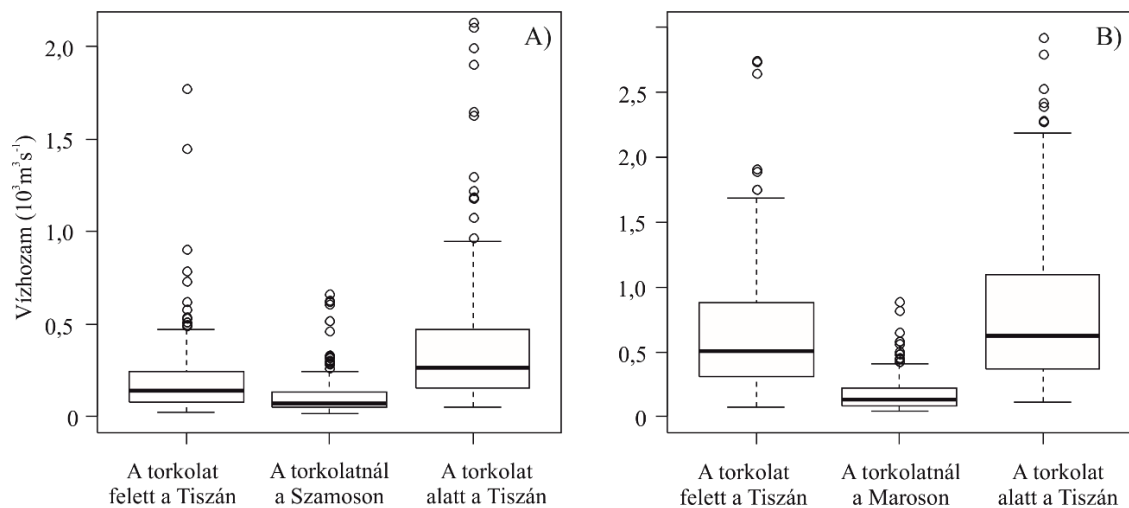
	Tisza	Szamos	Bodrog	Sajó	Zagyva	Körös	Maros
<b>Vízgyűjtő (km<sup>2</sup>)</b>	157 186	15 015	13 579	12 708	5 677	2 7537	2 7049
<b>Átlagos vízhozam (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>)</b>	Tiszabecs:	226					
	Tiszafüred:	503	118	123	32	4	116
	Tiszasziget:	805					188
<b>Átlagos vízhozam aránya a torkolatnál a főágban jellemző vízhozamhoz képest</b>	100%	52%	36%	7%	1%	23%	30%
<b>Mederhossz (fkm)</b>	962	411	65	223	179	741	683
<b>Magyarországi szakasz hossza (fkm)</b>	594,5	52	51	125	179	180	29

A Szamos a Keleti-Kárpátokban, a Radnai-hágó nyugati oldalán ered a Nagy-Szamos. Dés városánál egyesül a Kis-Szamossal, innentől szokás Szamosnak nevezni. A folyó számos kisebb-nagyobb vízfolyást összegyűjt, köztük például a Lápos folyót, amelyen a cianidszennyezés érkezett 2000-ben. A Szatmári-síkságot elérve sebessége lelassul. Magyarország határát Komlódtótfalunál éri el, és Gergelyugornyánál ömlik a Tiszába. Teljes hossza 250 km, ebből Magyarországon 52 km található. A Szamos élővilága hasonlít a Tiszáéhoz, azonban mind a faj-, mind az egyedszámok alacsonyabbak



annál (Nagy, 2013). A Szamos a Kárpát-medence egyik legszennyezettebb vízfolyása. A nagyobb települések környezetében (pl. Kolozsvár) jelentősen megnő a szervesanyag-tartalom, köszönhetően a kommunális szennyvíz bevezetésének, továbbá több könnyűipari létesítmény (textil-, cellulóz- és papírgyár) ipari szennyvize is komoly szennyezést okoz benne. Valamint a bányá- és a nehéziparnak köszönhetően a nehézfém-szennyezés is jelentős (Istvánovics et al., 2010). Nem beszélve a sajnálatosan bekövetkezett nagyobb ipari eredetű ökológiai katasztrófákról, melyek a folyót érintették, és azon keresztül a Tiszát is.

Mindazonáltal megjegyzendő, hogy a Szamosra jellemző a legnagyobb vízhozam a torkolatnál tapasztalt tiszai vízhozamhoz viszonyítva (4. ábra), így jelentős hatással van a Tisza vízminőségére.



4. ábra: A Szamos A) és a Maros B) vízhozamának box-and-whiskers plotjai összehasonlítva a torkolataik felett, illetve alatt tapasztalható tiszai vízhozammal.

A Bodrog több kisvízfolyást összegyűjtve, Szlovákia felől, Felsőberekkinél érkezik Magyarországra, és Tokajnál ömlik a Tiszába. Vízigyűjtő területének alig 7%-a található Magyarországon. Átlagos esése csupán  $0,5 \text{ cm km}^{-1}$  amely jelentős meanderezőkészséget eredményez. A Tiszalöki vízerőmű visszaduzzasztó hatása tovább lassítja az áramlási sebességet a Bodrogon is. Vízminősége jónak tekinthető. A tavaszi áradások következtében ideális ívóhelyként szolgál számos halfaj számára, amelyek a Tisza halutánpótlása szempontjából rendkívül fontosak (Nagy, 2013).

A Sajó a Tisza jobb oldali mellékfolyója, Szlovákiában a Gömör-Szepesi-hegységben ered, mintegy 1300 méteres tengerszint feletti magasságban. A felső

szakaszon emiatt nagy esés jellemzi, völgye mélyen bevágódik a hegyoldalak között. Sajópüspökinél lépi át a magyar határt. Esése Magyarországon is viszonylag nagy,  $49 \text{ cm km}^{-1}$ . Korábban a Szlovákiában működő papírgyárak és a magyar oldalon jelentős nehézipari tevékenység az egyik legszennyezettebb folyóvá tették a Sajót. Mára azonban az ipari termelés volumene csökkent, evvel együtt a szennyezettség is, így javult a vízminősége is (Somlyódy et al., 1999).

A *Zagyva* a Mátra vizeinek legfontosabb levezetője. Zagyvaróna határában ered, a Medves-hegy déli lejtőjén. Szolnoknál ömlik a Tiszába, amely a folyó középső szakaszának legjelentősebb jobb parti mellékfolyója. Esése  $16,7 \text{ m km}^{-1}$ -ről egészen  $12 \text{ cm km}^{-1}$ -re csökken a torkolatig. Vízigyűjtő területe  $5677 \text{ km}^2$ , amelynek több, mint 99%-a Magyarországon található. Szélessége még a torkolatánál is csak néhány méter. Nagyvíz idején azonban több száz méter is lehet, így jellegzetes vizes, mocsaras élőhelyet kialakítva a hullámtéren.

A *Körösök* összefoglalónéven ismert folyók Romániában erednek. Egyesülésük után Csongrádnál ömlenek a Tiszába. Vízigyűjtő területük Magyarországon a Tiszántúl nagy részét magába foglalja, amelynek 47%-a található hazánkban. A Fehér- és a Fekete-Körös egymásba torkollásával jön létre a Kettős-Körös. Hozzájuk csatlakozik a Sebes-Körös, amely a Körös-vidék egyik fő folyója. A Sebes-Körös felvízi, romániai szakaszán jelentős víztározási rendszer épült ki. Mindez nagyban befolyásolja a magyarországi vízjárást is. Pozitív hatása a rendszernek, hogy ritkábbak és kisebbek az árvizek, kiegyensúlyozottabbak a kisvizes állapotok is. Negatív hatása azonban az, ha a felső szakaszon is vízhiány alakul ki, akkor Magyarországra már alig érkezik víz a mederben. Ekkor szükséges a Tiszából pótolni a Körös vizét, melyet a Keleti-főcsatorna rendszerén keresztül oldanak meg. A Kettős-Körös és Sebes-Körös összefolyása után nevezik a folyót Hármaskörösnek, amely 91 km megtétele után, összegyűjtve a Hortobágy-Berettyó vizét, Csongrádnál ömlik a Tiszába.

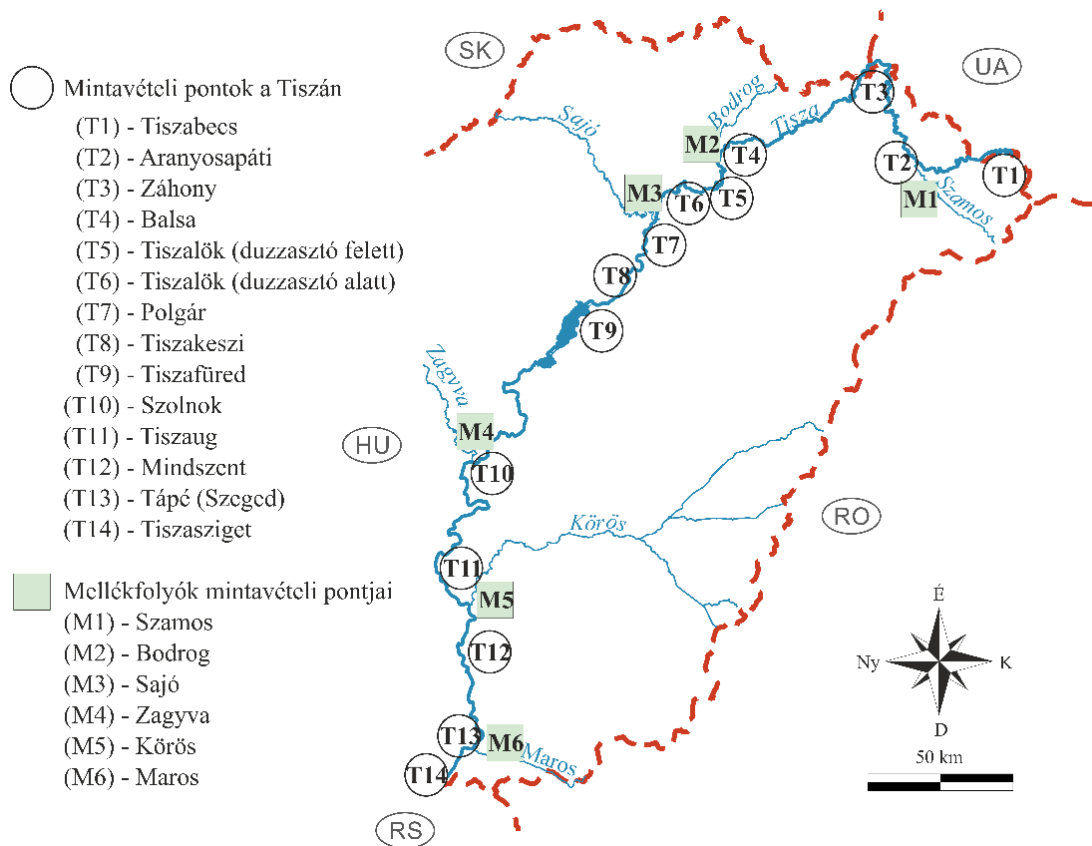
A *Maros* a Keleti-Kárpátokban ered, 725 km megtétele után, Szegednél ömlik a Tiszába. A folyó magyarországi szakasza 48 km hosszú. A Maros határfolyó, mely sajátosságaiból fakadóan mozgó államhatár. Vízjárása tág határok között változik. A Maros szennyezettsége nagymértékű, ami főleg romániai szakasz mentén űzött ipari és bányászati tevékenységnek köszönhető (Sárkány-Kiss és Hamar, 2002). A Tisza és a Maros hordaléka jelentősen eltérő, színük is különböző, ezért a torkolat után egy szakaszon még elkülöníthető a „két” folyó a Tisza medrében.

### 3. ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK

#### 3.1. Felhasznált adatok

A dolgozatomban vizsgálati tárgyát képező három évtizedes (1975-2005) adathalmazban számos vízminőségi paraméterről áll rendelkezésemre információ a Tisza magyarországi vízgyűjtőjéről. Az adathalmazban rögzített adatmennyiség milliós nagyságrendű volt. Az adatok mindegyike a 12749:1993 számú Magyar Szabványban (MSZ) rögzített mintavételi helyekről származnak, melyek közül összesen 14 mintavételi pont (mp.) volt a Tiszán és további 6 mp. a legfontosabb mellékfolyóin (5. ábra; 2. táblázat). Az adatok bemutatására leíró statisztikák adnak jó lehetőséget (3. táblázat).

Az adathalmaz mérete, a mintavételi pontok és a paraméterek sokasága lehetővé tette az idősorok vizsgálatát sokváltozós adatelemző és idősoros módszerekkel. A rendelkezésre álló paraméterkör számos kémiai, fizikai és biológiai változót tartalmazott, az adathalmaz nagyfokú heterogenitása miatt azonban az egyes vizsgálatok elvégzéséhez külön-külön kellett meghatározni a vizsgált időszakot és a változók körét (4. táblázat).



5. ábra: A felhasznált mintavételi pontok a Tiszán és a főbb magyarországi mellékfolyóin.

2. táblázat: *Mintavételi pontok paramétereit.*

<b>mp. kód</b>	<b>mp. név</b>	<b>fkm</b>	<b>EOVX</b>	<b>EOVY</b>
T01	Tiszabecs	757	313555	931595
T02	Aranyosapáti	668.63	324874	890067
T03	Záhony	636.8	345788	881408
T04	Balsa	565	317800	836068
T05	Tiszalök (duzzasztó felett)	525.1	300124	819642
T06	Tiszalök (duzzasztó alatt)	523.1	300419	815511
T07	Polgár	487.2	287048	801740
T08	Tiszakeszi	464.1	272985	796336
T09	Tiszafüred	433.5	256591	776155
T10	Szolnok	335.4	203891	738554
T11	Tiszaug	266.4	169753	726219
T12	Mindszent	216.2	132631	735619
T13	Tápé	177.5	101759	739083
T14	Tiszasziget	162.5	93990	731637

A vizsgált időszak elején általában heti mintavételezés valósult meg, amely az évek során ritkult kétheti, majd az időszak legvégén havi mintavételekre. Általánosságban elmondható, hogy a legtöbb évben kéthetente történt mintavételezés. A hosszútávú idősorok vizsgálata során azonban sajátos problémák adódnak, ezeket részletesen T. Nagy et al., (2004) foglalta össze. Ekkora adatmennyiség esetén ugyanis óhatatlanul kerülhetnek hibás adatok az adatsorokba. Matematikai szempontból négy hibafajta található meg az adathalmazban; abszolút, relatív, szisztematikus és véletlen hiba (Német, 2002). Ezért az adatok előzetes vizsgálata elengedhetetlen: az extrém értékek () megkeresése, és ha szükséges, eltávolítása lényeges feladat, mert ha nem szűrünk ki ezeket, egyértelműen rontanak a statisztikai adatelemző módszerek eredményét és hatékonyságát. A hibafajták definíciói a következők:

Mindezekért az adatok előzetes vizsgálata elengedhetetlen, melynek során az olyan extrém mértékben kiugró értékeket kerestem, amelyek előfordulása lehetetlen. A kiugró adatok egyértelműen rontják az adatelemző módszerek hatékonyságát. Az átvizsgálás eszközeként az idősorokat egyenként ábrázoltam egy-egy grafikonon, és az extrém mértékben kiugró adatokat eltávolítottam.

3. táblázat: A mintavételi pontok leíró statisztikái.

mp. kód	Vízhozam	oldo	BOI-5	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	PO <sub>4</sub> -P
T01	180	12.86	2.42	33.63	6.33	16.70	2.26	23.95	19.82	110.97	0.09	0.010	0.82	30
T02	334	11.76	3.20	38.20	8.27	25.04	3.10	29.72	30.04	131.06	0.13	0.015	0.85	53
T03	415	12.01	3.54	40.65	7.95	27.30	3.23	32.88	33.03	136.58	0.15	0.017	0.86	58
T04	445	12.06	3.33	41.05	8.85	27.10	3.32	34.54	34.56	139.84	0.18	0.019	0.89	66
T05	525	9.50	2.75	42.83	9.39	21.06	3.31	31.46	28.62	149.77	0.18	0.028	1.01	52
T06	502	9.77	3.48	43.76	8.73	22.04	3.11	28.16	43.36	143.41	0.22	0.021	1.05	34
T07	539	9.80	3.72	48.59	10.21	22.71	3.62	29.36	50.28	155.55	0.26	0.027	1.34	56
T08	544	9.73	3.41	47.97	9.98	22.14	3.46	28.58	49.48	154.00	0.23	0.026	1.26	57
T09	549	9.82	2.28	44.51	8.58	23.17	3.68	28.86	43.60	143.49	0.17	0.020	1.17	60
T10	510	9.80	2.32	45.08	8.44	22.77	3.79	28.60	43.54	144.88	0.16	0.018	1.15	52
T11	528	9.71	2.30	46.09	9.36	24.67	3.90	29.51	45.32	152.06	0.14	0.019	1.16	69
T12	672	9.48	1.88	47.31	9.71	24.05	3.36	26.22	46.66	160.29	0.15	0.018	1.20	78
T13	659	9.35	1.67	46.47	9.27	23.51	3.30	26.89	45.30	156.20	0.17	0.022	1.24	79
T14	825	9.36	2.48	49.33	9.48	29.87	3.68	42.95	48.61	150.82	0.19	0.022	1.33	69
<b>ÁTLAG</b>														
T01	134	2.96	1.42	6.92	3.28	10.79	0.99	14.26	8.74	27.48	0.11	0.007	0.42	23
T02	268	2.28	1.58	9.06	4.59	14.91	1.19	15.93	13.65	43.35	0.21	0.009	0.44	56
T03	347	2.70	1.86	9.91	3.12	14.37	1.21	17.35	13.39	42.10	0.22	0.012	0.47	58
T04	469	3.03	1.72	9.36	3.66	13.01	1.27	17.33	13.52	42.93	0.28	0.016	0.49	62
T05	494	2.10	1.12	7.44	3.55	8.42	0.88	12.64	8.20	30.95	0.17	0.013	0.46	29
T06	468	2.16	1.60	7.87	2.70	9.14	0.64	12.82	10.35	27.21	0.18	0.008	0.43	20
T07	467	1.98	1.45	8.28	2.68	8.47	0.68	11.57	10.04	27.01	0.25	0.010	0.44	32
T08	452	2.08	1.49	8.23	2.72	8.22	0.67	11.60	10.06	27.59	0.21	0.010	0.40	28
T09	420	2.13	0.74	9.18	2.53	9.13	0.81	12.04	10.94	29.62	0.19	0.010	0.41	27
T10	394	2.08	0.76	8.94	2.61	8.18	0.80	10.98	9.81	29.07	0.19	0.007	0.45	18
T11	396	2.10	0.67	9.15	2.99	9.50	0.87	11.74	10.79	31.84	0.17	0.008	0.41	26
T12	491	2.10	0.85	8.28	2.87	8.12	0.84	9.86	10.99	33.40	0.21	0.008	0.46	31
T13	485	2.16	0.79	8.08	2.61	8.28	0.68	10.16	10.68	33.45	0.20	0.011	0.50	32
T14	612	2.00	1.31	8.67	2.52	11.07	0.82	18.14	12.25	32.66	0.27	0.012	0.59	40
<b>SZÓRÁS</b>														
T01	74	23	59	21	52	65	44	60	44	25	121	65	51	79
T02	80	19	49	24	56	60	38	54	45	33	156	58	51	106
T03	84	22	53	24	39	53	38	53	41	31	145	72	54	101
T04	106	25	52	23	41	48	38	50	39	31	158	85	55	95
T05	94	22	41	17	38	40	27	40	29	21	92	48	45	55
T06	93	22	46	18	31	41	21	46	24	19	83	39	41	59
T07	87	20	39	17	26	37	19	39	20	17	94	35	33	56
T08	83	21	44	17	27	37	19	41	20	18	91	38	32	49
T09	76	22	32	21	29	39	22	42	25	21	112	47	35	46
T10	77	21	33	20	31	36	21	38	23	20	119	41	39	35
T11	75	22	29	20	32	39	22	40	24	21	120	40	35	37
T12	73	22	45	18	30	34	25	38	24	21	138	44	39	40
T13	74	23	48	17	28	35	21	38	24	21	115	53	41	40
T14	74	21	53	18	27	37	22	42	25	22	139	56	45	59
<b>RELATÍVSZÓRÁS (%)</b>														
T01	74	23	59	21	52	65	44	60	44	25	121	65	51	79
T02	80	19	49	24	56	60	38	54	45	33	156	58	51	106
T03	84	22	53	24	39	53	38	53	41	31	145	72	54	101
T04	106	25	52	23	41	48	38	50	39	31	158	85	55	95
T05	94	22	41	17	38	40	27	40	29	21	92	48	45	55
T06	93	22	46	18	31	41	21	46	24	19	83	39	41	59
T07	87	20	39	17	26	37	19	39	20	17	94	35	33	56
T08	83	21	44	17	27	37	19	41	20	18	91	38	32	49
T09	76	22	32	21	29	39	22	42	25	21	112	47	35	46
T10	77	21	33	20	31	36	21	38	23	20	119	41	39	35
T11	75	22	29	20	32	39	22	40	24	21	120	40	35	37
T12	73	22	45	18	30	34	25	38	24	21	138	44	39	40
T13	74	23	48	17	28	35	21	38	24	21	115	53	41	40
T14	74	21	53	18	27	37	22	42	25	22	139	56	45	59

T01	139	12.84	2.00	33.60	6.10	14.30	2.00	20.00	19.70	109.80	0.04	0.009	0.77	23
T02	250	11.66	3.00	38.60	6.90	21.00	2.90	27.00	27.70	122.00	0.06	0.015	0.81	39
T03	303	12.02	3.00	40.00	7.80	23.75	3.05	28.40	31.05	134.20	0.07	0.015	0.86	46
T04	297	11.94	3.00	40.10	8.70	24.20	3.20	32.30	32.35	134.20	0.08	0.015	0.89	55
T05	328	9.80	2.50	42.90	8.70	20.00	3.20	30.50	28.80	146.40	0.12	0.026	0.99	51
T06	326	10.00	3.10	42.80	8.50	20.00	3.15	26.35	43.20	140.30	0.18	0.021	1.07	33
T07	408	9.60	3.60	48.60	10.10	21.00	3.70	27.20	49.50	156.20	0.18	0.027	1.33	57
T08	429	9.60	3.25	48.10	9.80	20.90	3.50	26.75	49.00	152.60	0.17	0.024	1.27	59
T09	436	9.85	2.00	45.00	8.50	23.00	3.50	27.50	44.00	146.40	0.10	0.018	1.18	55
T10	391	9.60	2.00	44.75	8.00	22.00	4.00	28.00	43.20	143.40	0.08	0.017	1.13	50
T11	411	9.70	2.00	46.00	9.00	23.00	4.00	28.00	44.80	151.05	0.08	0.017	1.12	65
T12	518	9.20	1.70	47.20	9.30	23.90	3.30	26.00	46.00	156.20	0.08	0.015	1.15	78
T13	507	9.05	1.50	46.10	8.65	22.10	3.30	26.20	44.00	154.40	0.09	0.018	1.12	78
T14	628	9.10	2.20	48.70	9.20	29.40	3.60	40.80	47.00	144.00	0.09	0.021	1.27	65
T01	26	5.91	0.10	15.50	1.20	6.70	0.10	3.90	0.90	12.20	0.01	0.001	0.04	5
T02	48	4.63	0.40	18.60	1.80	6.30	1.00	6.00	0.50	24.40	0.01	0.001	0.02	3
T03	74	5.27	0.90	19.60	1.70	7.40	1.30	6.00	3.80	12.20	0.01	0.002	0.02	6
T04	53	5.08	0.90	5.60	2.60	7.00	0.90	0.80	2.50	24.40	0.01	0.001	0.02	5
T05	73	3.60	0.80	27.60	1.70	8.10	1.50	5.70	9.60	85.40	0.01	0.006	0.09	3
T06	10	2.10	1.10	29.00	2.70	8.40	1.80	6.50	22.00	91.50	0.02	0.006	0.18	3
T07	65	4.40	1.30	31.20	1.80	8.60	1.90	7.00	26.40	100.70	0.03	0.009	0.29	3
T08	72	5.10	1.20	30.10	3.90	8.20	1.90	7.00	27.00	97.60	0.03	0.003	0.36	3
T09	55	5.00	0.70	23.00	4.00	6.00	2.00	8.00	16.80	79.30	0.01	0.004	0.34	10
T10	72	5.70	0.30	24.00	2.00	6.00	2.00	8.90	19.20	82.40	0.01	0.003	0.25	16
T11	72	5.90	1.00	23.00	2.50	6.00	2.00	8.90	19.20	85.40	0.01	0.006	0.27	20
T12	70	5.00	0.50	30.10	2.60	9.50	1.80	7.00	26.90	95.80	0.01	0.005	0.27	16
T13	70	5.20	0.40	30.10	4.20	8.00	1.90	7.20	9.60	78.10	0.02	0.002	0.29	7
T14	116	4.90	0.40	32.10	4.20	9.00	2.00	12.00	4.60	86.60	0.01	0.003	0.25	16
T01	732	28.50	7.60	54.40	20.70	75.00	5.60	92.00	58.60	207.50	0.59	0.038	2.58	149
T02	1650	18.10	9.10	71.30	25.70	94.00	8.00	79.00	71.60	305.10	1.54	0.043	2.08	368
T03	1870	23.40	9.40	67.30	19.90	84.00	10.00	94.00	89.00	280.70	1.33	0.076	2.07	404
T04	3440	19.43	10.60	67.30	23.60	78.00	13.50	115.00	83.00	292.90	1.62	0.111	2.07	472
T05	2920	14.80	8.10	70.10	22.50	50.00	7.00	69.50	57.60	262.40	0.96	0.085	2.67	179
T06	2724	14.20	9.40	66.70	17.20	45.20	4.50	65.50	76.80	212.30	0.99	0.052	2.10	95
T07	3000	14.20	8.00	70.80	18.60	44.50	6.10	63.00	78.00	228.80	1.32	0.058	2.55	192
T08	2260	15.00	8.60	67.10	22.30	51.60	5.20	73.00	76.40	216.60	1.17	0.061	2.62	147
T09	1763	14.20	6.00	66.00	17.00	51.00	5.50	67.00	82.00	219.70	0.94	0.065	2.60	183
T10	1728	13.80	4.90	68.00	17.00	47.00	5.50	63.80	70.00	225.80	1.04	0.043	2.71	114
T11	1728	13.30	4.80	70.00	18.50	59.00	7.00	73.00	72.00	244.10	1.02	0.050	2.71	150
T12	2734	13.50	4.60	67.00	22.80	49.00	8.00	55.00	97.00	275.80	1.71	0.044	2.96	183
T13	2734	13.00	5.40	73.00	23.00	44.00	5.50	53.00	95.00	274.60	1.00	0.070	2.89	264
T14	3220	13.20	10.10	80.00	20.30	57.90	7.80	90.40	99.00	273.40	1.47	0.097	3.23	362

4. táblázat: Az elvégzett vizsgálatok során felhasznált vízminőségi változók, valamint az adott vizsgálatba bevont mintavételi pontok bemutatása (az adott vizsgálatban szereplő időszakok megjelölésével). A módszerek rövidítéseit lásd a Rövidítések jegyzékében.\*

Változók/módszerek	Mértékegység	alapstatisztikák	HCA és CCDA az évekre	HCA és CCDA a hónapokra	Wilks' $\lambda$	CCDA térben	WSA	
<i>A vizsgálat eredményei alapján publikált tudományos közlemények:</i>			Tanos et al., 2014; 2015				Kovács et al., 2017; Hatvani et al., 2017	
<i>A vizsgálatba bevont mintavételi pontok:</i>		Tisza 1-14 mp.-ok; mellékfolyók	Tisza 1, 3-14 mp.-ok**	Tisza 1-14 mp.-ok	Tisza 1-14 mp.-ok	Tisza 1-14 mp.-ok	Tisza 1-14 mp.-ok; mellékfolyók	
Vízhozam	(m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )		1975-2005	1993-2005	1993-2005	1993-2005	1993-2005	
pH								
KOI (dikromátos)								
BOI-5								
oldott oxigén								
Na <sup>+</sup>								
K <sup>+</sup>								
Ca <sup>2+</sup>								
Mg <sup>2+</sup>	(mg L <sup>-1</sup> )		1975-2005/ 1993-2005	1975-2005	1993-2005	1993-2005	1993-2005	1993-2005
Cl <sup>-</sup>								
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>								
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>								
NH <sub>4</sub> -N								
NO <sub>2</sub> -N								
NO <sub>3</sub> -N								
PO <sub>4</sub> -P	( $\mu$ g L <sup>-1</sup> )							
klorofill-a								

\*A táblázat nem tartalmazza a klorofill-a-koncentráció becslésére használt lineáris regressziós eljárást, mert a számítások során nem közvetlenül a változók kerültek felhasználásra, hanem WSA eredményeként kapott periódusindexek (változók, illetve paraméter csoportok periódusindexei). A részleteket lásd az 3.3.2. fejezetben (5. táblázat), illetve a 4.3.4. fejezetben.

\*\* A Tisza második mintavételi pontján, Aranyosapátin csak a 1988-ban kezdték meg a méréseket

### 3.2. Homogén csoportok keresése (Kovács et al., 2014; Kovács, 2015 alapján)

Különböző objektumok csoportosítása esetén általában a cél egy optimális csoportosítás meghatározása. Azonban a legtöbb esetben nehéz kiválasztani a lehetséges csoportosítások közül, hogy melyik az optimális. Davis és Bouldin vagy Dunn módszere (Davies és Bouldin, 1979; Dunn, 1973) ennek a feladatnak meghatározását célozzák. Azonban az említett megoldásoktól eltér abban a kombinált klaszter- és diszkriminanciaanalízis (CCDA, Kovács et al., 2014), hogy – amint látható lesz a későbbiekben – az optimális csoportszámot objektív módon határozza meg. Az optimálisnak tekintett csoportok hasonló objektumokat tartalmazhatnak, de ez nem feltétlenül jelenti azt, hogy homogének is egyúttal. A CCDA további tulajdonsága, hogy nem csupán egy optimális csoportosítás meghatározását teszi lehetővé (Kovács et al., 2012b, 2015; Kovács és Erőss, 2017), hanem homogén csoportok keresését is. Doktori munkám során a módszer mindkét lehetőségét kihasználtam. Az optimális csoportszám meghatározásával a Tisza folyó példáján úgynevezett hidrokémiai évszakokat határoztam meg (4.1. fejezet), míg homogén csoportok keresésével a mintavételi pontok homogén csoportjait határoztam meg a monitoringhálózat optimalizálásának érdekében (4.2. fejezet). Ez utóbbi esetben a mintavételi pontok homogén csoportja úgy értelmezhető, hogy a csoportot alkotó mintavételi pontok azonos vízminőséget jeleznek a vizsgált paraméterkörben, azaz ugyanazon folyamatokat figyelik meg.

„A CCDA két korábban bemutatott módszert kapcsol össze, a HCA-t és LDA-t. Az előbbi létrehozza a csoportokat, illetve azoknak hierarchiáját, ahol a legelemibb szinten minden mintavételi pont saját csoportot alkot, míg a legdurvább felosztásban minden mintavételi pont egyetlen csoporthoz tartozik. Az LDA pedig olyan síkokat ad meg, amelyek a megjelölt csoportokat optimálisan választják el és eredményként a síkok által helyesen klasszifikált megfigyelések százalékos arányát adja.

A CCDA 3 fő lépésből áll (6. ábra):

- I. Az alapcsoportosítás létrehozása HCA-val.
- II. Magciklus, melyben az előzetes (alapcsoportosítás) és  $k$  darab véletlenszerű csoportosítás helyessége kerül meghatározásra LDA segítségével.



- III. Az eredmények kiértékelése a magciklus alapján, ahol a csoportok további alcsoportokra történő bontásáról kell döntést hozni a homogén csoportok elérése érdekében.

Az I-III. lépések ismétlése mindaddig szükséges, amíg további bontás már nem javasolt a harmadik lépésben.

A CCDA használata előtt természetesen szükséges az adatok előkészítése. Fontos megjegyezni, hogy a CCDA nemcsak normális eloszlás esetén biztosít kielégítő eredményeket, hanem másféle eloszlások esetén is, mindaddig, amíg az adatoknak a normális eloszlástól való eltérését az eloszlás ferdesége, és nem a kiugró értékek okozzák. Mindezek mellett fontos megjegyezni, hogy nem lehetnek hiányzó adatok.

Legyen  $N$  a mintavételi helyek száma. Első lépésként a mintavételi helyek  $SL_1, \dots, SL_N$  alapcsoportosítása szükséges. Egy ilyen alapcsoportosítás  $N$  különböző csoportosításból áll  $GR_1, \dots, GR_N$ . Ezek rekurzívan következőképpen nyerhetők:

$GR_N = \{\{SL_1\}, \dots, \{SL_N\}\}$  jelentse, hogy az  $N$  különböző mintavételi hely  $N$  különféle csoportot alkosson. Az  $i$  ( $N-1$ -től, ...,  $1$ -ig) esetén, a  $GR_i$  csoportosítás a  $GR_{i+1}$  csoportosításból úgy nyerhető, hogy pontosan két csoportot olvaszt egybe a  $GR_{i+1}$  csoportosításból, míg a többi csoport megmarad  $GR_i$  csoportosításban is. Természetesen a két egybeolvasztott csoport az adott lépésben egymáshoz a lehető „legközelebbi” kell, hogy legyen.

Így a  $GR_i$  csoportosítás mindig  $i$  csoportot tartalmaz. A  $GR_1$  csoportban minden mintavételi hely egy csoporthoz tartozik, azaz  $GR_1 = \{SL_1, \dots, SL_N\}$ . Egy ilyen csoportosítást hoz létre a HCA a mért paraméterek mintavételi pontonkénti átlagaira. A távolságszámítás során Ward módszerét alkalmaztuk (Ward, 1963). Természetesen más módszer is alkalmazható. HCA használata esetén,  $GR_1, \dots, GR_N$  csoportosítások az így kapott dendrogram különféle távolságoknál történő elvágásával kaphatók.

A II. lépésben, minden így kapott csoportosításra  $GR_2, \dots, GR_N$ -re az úgynevezett magciklust kell futtatni. A  $GR_1$ -es csoportosításra a magciklust nincs értelme futtatni, mivel minden mintavételi hely egy csoporthoz tartozik. A magciklusnak az az alapvető ötlete azon alapul, hogy összehasonlítja, hogy a csoportokhoz tartozó megfigyelések milyen mértékben különíthetők el LDA segítségével egy véletlenszerű beosztáshoz képest, illetve, hogy az előbbi szignifikánsan jobb-e az utóbbinál. Mindez a nem homogén csoportok jelenlétére utal a vizsgált csoportosításban. A magciklus lépései adott  $GR_i$ , ( $i \in 2, \dots, N$ )-hez a következők:

II/a)  $GR_i$ -edik csoportosításnál a megfigyeléseket meg kell jelölni a csoport-hovatartozások szerint. Ekkor kódolt adathalmazokat kapunk ( $CD_i$ ), amelyben a csoport-hovatartozást megadó vektort ún. „grouping vector”-nak hívjuk ( $GRV_i$ ).

II/b) meghatározzuk az LDA segítségével a helyesen klasszifikált megfigyelések arányát a  $CD_i$  adathalmaznál ( $ratio_i$ ).

II/c)  $GRV_i$  elemeinek permutálásával  $k$  random, ún. „grouping vector”-t kapunk. Minden egyes random csoportosítóvektor eredeti adathalmazhoz való csatolásával  $k$  véletlenszerűen kialakított adathalmazt kapunk ( $RCD_{i,1}, \dots, RCD_{i,k}$ ).

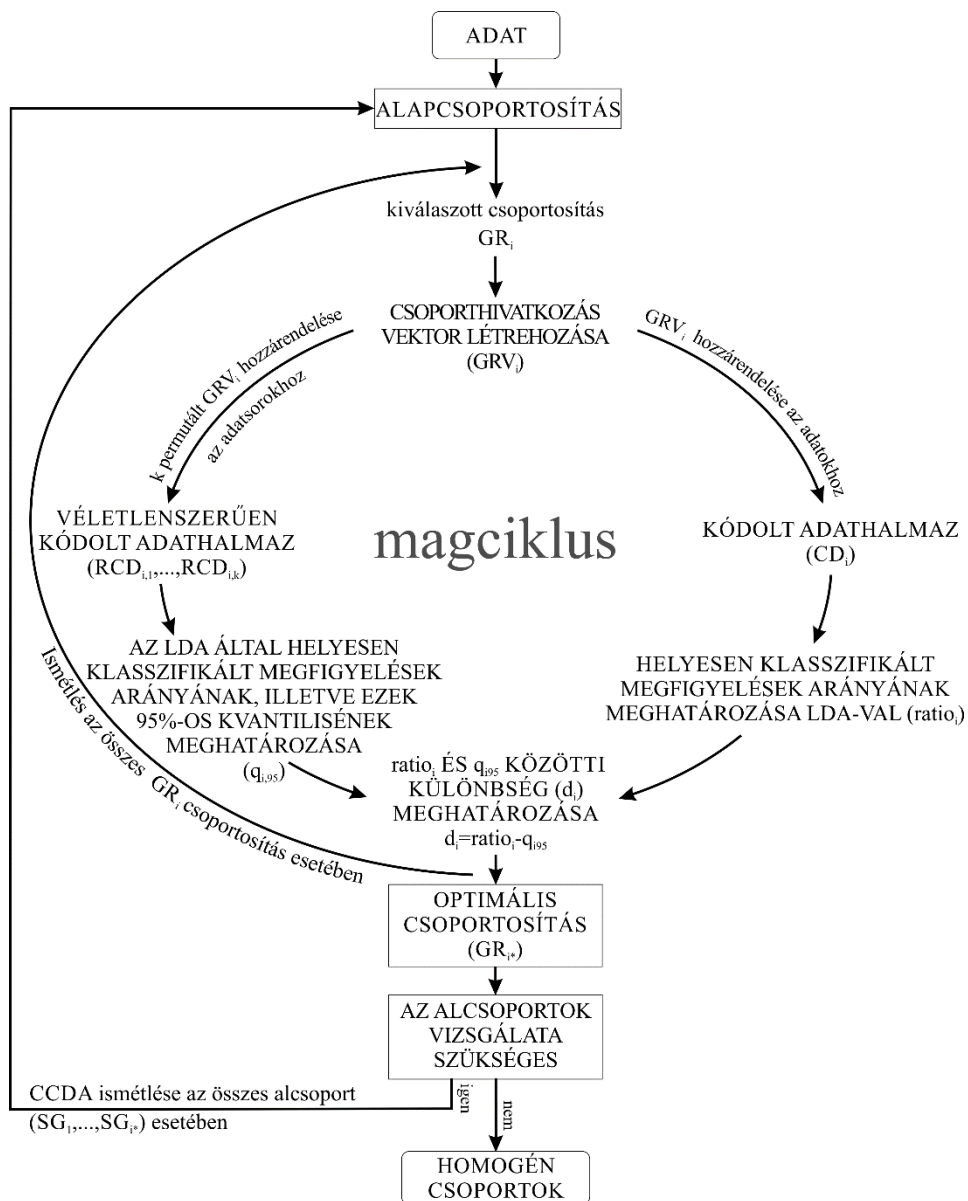
II/d) minden  $j$ -re  $1$ -től  $k$ -ig kiszámítjuk az LDA által helyesen klasszifikált megfigyelések arányát az  $RCD_{i,j}$  adathalmaz esetére, illetve ezeknek 95%-os kvantilisét ( $q_{i,95}$ ).

II/e)  $ratio_i$  és  $q_{i,95}$  különbségeként megkapjuk a  $d_i$  értékeket. ( $d_i = ratio_i - q_{i,95}$ )

A II/a) - II/e) lépések, azaz a magciklus ismétlése után minden egyes  $GR_i$ , ( $i \in 2, \dots, N$ ) csoportosításra megkapjuk a  $d_2, \dots, d_N$  értékeket.  $d_1$ -et 0-ként definiálhatjuk, mivel a  $GR_1$  csoportosítás esetén minden mintavételi hely egy csoporthoz tartozik. Hogyha egy különbségérték  $d_i$  pozitív ( $ratio_i \geq q_{i,95}$ ), akkor a  $GR_i$  csoportosítás jobb, mint legalább 95%-a a véletlenszerű csoportosításoknak. Ezáltal  $\alpha=0,05$  szignifikanciaszinten az a feltevés, hogy a helyesen klasszifikált megfigyelések aránya a  $CD_i$  adathalmazban a véletlen eredménye, elutasítható. Ilyen esetekben a csoportosítás nem homogén.

A III. lépésben az eredményeket értékelve, a csoportok tovább bontásáról kell döntést hoznunk. Jelölje  $i^*$  azt a csoportosítást, amelyre  $d_i$  maximális. Az ehhez tartozó  $GR_{i^*}$  csoportosítás tekintendő az optimálisnak. Azonban mindez nem jelenti azt, hogy a  $GR_{i^*}$  csoportosítás homogén. Csak ha  $i^*=1$ , azaz  $GR_{i^*} = GR_1 = \{SL_1, \dots, SL_N\}$  optimális csoportosítás, az  $SL_1, \dots, SL_N$  mintavételi helyeken, tekinthető homogénnek. Ez esetben a  $GR_{i^*}$  csoportosítás csoportjait alcsoportoknak nevezzük (sub-groups,  $SG_1, \dots, SG_{i^*}$ ). Ezen alcsoportok iteratív vizsgálata szükséges a fenti három lépés segítségével, mindaddig, amíg homogén csoportokat nem találunk. Ez azt jelenti, hogy először az  $SG_1$  alcsoporthoz keresünk egy alapcsoportosítást, majd ennek csoportosításait vizsgáljuk a magciklus segítségével, melynek eredményei alapján további bontásról dönthetünk a harmadik

lépésben, ha ez szükséges.  $SG_2, \dots, SG_{i^*}$  alcsoportokat hasonlóképpen vizsgáljuk.”  
(Kovács, 2015)



6. ábra: Folyamatábra, a CCDA lépései (Kovács et al., 2014 alapján).

A CCDA-módszer bevezetésére létrehozott szoftver neve: Combined Cluster and Discriminant Analysis (CCDA). A program egy kiegészítő csomag az R statisztikai programcsomagon belül (R Core Team, 2016). A szoftver fejlesztői: Kovács Solt, Kovács József, Tanos Péter<sup>2</sup>.

<sup>2</sup> A program 2014-ben készült, és szervesen kapcsolódik e doktori téma kidolgozásához is. A CCDA szoftver 1.1 verziója és dokumentációja elérhető a <http://cran.r-project.org/web/packages/ccda/> címen. Programozási nyelv: R, a program mérete: 9.11 KB

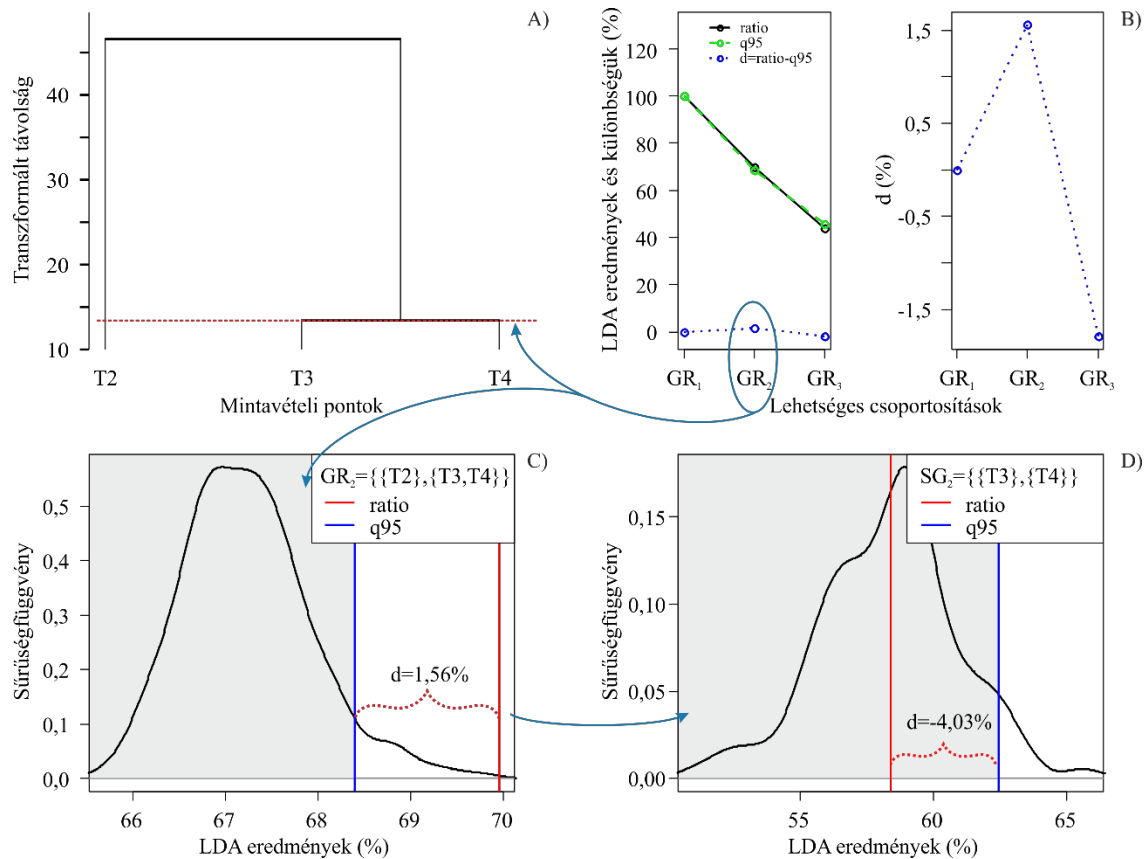
A módszer implementációja öt R függvényből áll. Ezek közül a legfontosabbak a `ccda.main` és a `percentage` függvények, melyek a magciklust hajtják végre. Az alapcsoportosítást HCA segítségével (`hclust`) határoztuk meg, Ward távolságszámítás mellett. A magciklus során a `ccda.main` függvény az `lda` függvényt használja a lineáris diszkriminanciaanalízishez (Venables és Ripley, 2002). A `percentage` nevű segédfüggvény az `lda` kimeneti adataiból a helyesen klasszifikált esetek számát számolja ki. Ez utóbbi függvény használható egyrészt a denrogramból kialakuló csoportosítások, illetve a véletlenszerű beosztásoknál a helyesen klasszifikált megfigyelések arányának kiszámításához.

A `ccda.main` eredményei: a helyesen klasszifikált esetek (*ratio*), a véletlenszerű beosztások 95%-os quantilise ( $q_{95}$ ) és az ezek közötti különbségérték (*d*). Ezeket a számított eredményeket az alapcsoportosítás (dendrogram) minden beosztására megkapjuk.

További három segédfüggvény az eredmények vizualizációjára szolgál. A `plotccda.cluster` függvény ábrázolja a HCA eredményeként kapott alapcsoportosításhoz tartozó dendrogramot (7. ábra, 16. ábra). A `plotccda.results` függvény segítségével ábrázolhatók az LDA során kapott *ratio*,  $q_{95}$  és *d* értékek (7. ábra, 16. ábra). A `plotccda.q95` függvény a véletlenszerűen beosztott csoportok LDA eredményének az eloszlását adja, eredményül jelölve az eloszlás 95%-os kvantiliséit és a *result* értékét (7. ábra).

A Combined Cluster and Discriminant Analysis (CCDA; Kovács et al., 2014) során tehát nem csupán hasonló csoportokat kerestünk, hanem homogéneket, amelyek elemei azonos tulajdonságokkal rendelkeznek. A CCDA módszer lehetővé teszi, hogy objektív alapon dönthessünk a csoportok homogenitásáról. Doktori munkám során a módszer kidolgozásának folyamatában részt vettem azzal, hogy gyakorlati alkalmazhatóságát vizsgáltam (Kovács et al., 2015), illetve részt vállaltam a tudományos közéletbe történő bevezetésében is (Kovács et al., 2014). Végül felhasználtam a doktori kutatásom során is (Tanos et al., 2015).

Sikeresen alkalmaztam a módszert a Tisza monitoringrendszerének optimalizálására. A mintavételi pontok csoportosításával meghatározhatóak voltak térben homogén csoportok, melyek azonos vízminőséget jeleznek. Így a monitoringrendszer oly módon kalibrálható újra, hogy az információvesztés a lehető legkisebb legyen.



7. ábra: A CCDA-módszer működésére T2-T3-T4 mintavételi pontok csoportosításának példáján (Kovács et al., 2014 alapján). Az alapcsoportosítás a HCA alapján, a `plotccda.cluster` függvény segítségével ábrázolva A). Az alapcsoportosítás szerinti lehetséges csoportosítások LDA-vizsgálatának eredménye (CCDA magciklus), a `plotccda.results` függvénnyel ábrázolva B). Az optimális GR<sub>2</sub> csoportosítás eredményeinek részletezése, a random csoportosítások LDA-eredményeinek sűrűségfüggvényével, a `plotccda.q95` függvénnyel ábrázolva C). T3-T4 alcsoport homogenitását további CCDA-vizsgálattal ellenőrizni szükséges, melynek eredménye alapján e csoport homogénnek tekinthető ( $d < 0$ ; D).

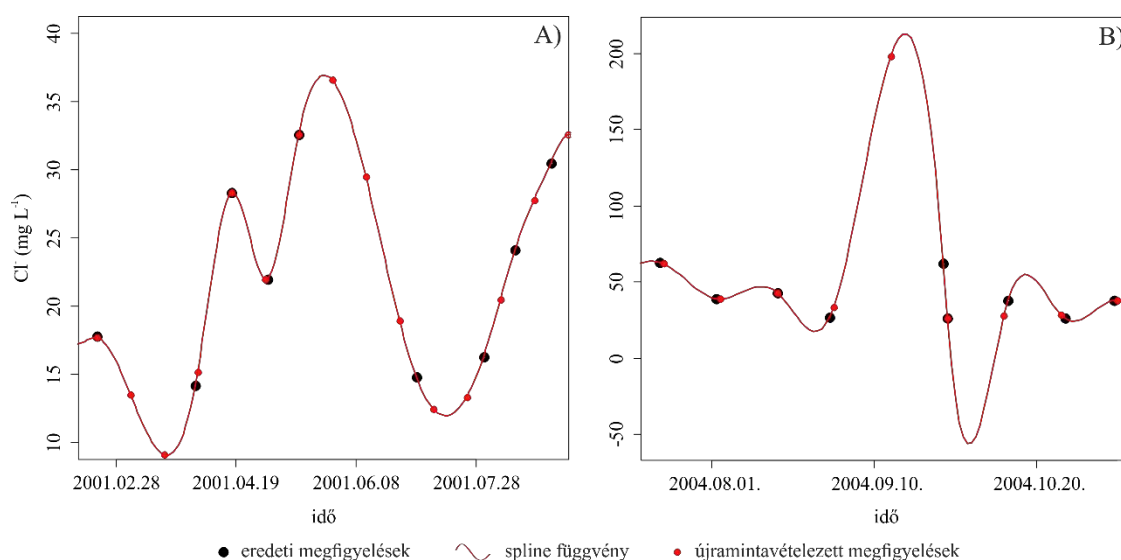
### 3.3. Idősoros vizsgálatok

Az éves periodicitás kimutatása mellett fontos kérdésnek tartottam megvizsgálni, hogy fennállt-e az adott paraméter éves periodikus viselkedése a teljes vizsgált időszakon belül, vagy voltak olyan időszakok, amikor hiányzott. Erre a kérdésre azonban nem ad választ sem az átlagok alapján számított periodicitásvizsgálat, sem a Lomb-Scargle periodogram. E probléma kezelésére a “Short Term Fourier Transformation” ad lehetőséget, amely képes az idő-frekvencia felbontására (Kovács, 2007).

### 3.3.1. Adatpótlás és adatsor újramintavételezés spline interpolációval

Számos periodicitásvizsgálat megköveteli az időben ekvidisztáns idősort, azonban a rendelkezésre álló adatok ezt a feltételt nem teljesítették. Probléma adódott abból, hogy az adatsorok hivatalosan főként kétheti rendszerességgel születtek, azonban 14 nap helyett általában 12-16-napos időköz volt két egymást követő megfigyelés között. Gyakori volt továbbá az adathiány a legtöbb mintavételi pont esetében.

A fenti okok miatt tehát szükséges volt az idősorok ekvidisztáns újramintavételezése. Ilyen esetekben különböző interpolációs módszerek alkalmazhatóak, amelyek segítségével minden időpillanatra becsülhetőek értékek. Az idősorok újramintavételezésére harmadfokú spline interpolációt alkalmaztam (8. ábra).



8. ábra: Példa a harmadfokú spline interpolációra. T5 (Tiszalök, duzzasztó felett) mintavételi ponton a Cl⁻ változó idősorának 14 napos újramintavételezésének részletei láthatóak az ábrákon, egy megfelelő illesztés A) és egy hibás illesztés B) esetében.

Bizonyos esetekben azonban az újramintavételezéssel, illetve az adatpótlás során torzíthatjuk az adatokat, például abban az esetben, ha az eredeti megfigyelések között jelentősebb adathiány van. Ekkor az illesztett polinom „elhagyhatja” a mért adatok nagyságrendjét és a segítségével újramintavételezett megfigyelés kiugró értéket fog eredményezni (8. ábra). Ezért a spline illesztést minden mintavételi ponton, az összes változó esetében ellenőrizni kell. Az újramintavételezés általában kevesebb hibával terhelt abban az esetben, ha az eredeti megfigyelések átlagos időközzei közel vannak az újramintavételezett ekvidisztáns adatsor időközéhez.

### 3.3.2. Wavelettranszformáció

A periodicitás vizsgálatához waveletspektrum-becslést alkalmaztam, amelynek legnagyobb előnye az, hogy idő-frekvencia felbontást tesz lehetővé (A waveletspektrum-számítás részletes elméletét és gyakorlati alkalmazásait számos könyv tárgyalja, például: Benedetto és Frazier, (1994) vagy Vidakovic, (2009)). A módszer lényege egy dekomponálási eljárás (Fourier-transzformációval), melysorán a vizsgált jelet trigonometrikus (szinusz és koszinusz) függvényekre bontjuk. Az oszcilláló komponensek állandó változékonysága megköveteli, hogy a spektrumbecslő eljárás nagyfokú adaptivitását, ezt a követelményt elégíti ki az alkalmazott wavelettranszformáció. A wavelet-módszer tehát időben és frekvenciában lokalizált, azaz idő-frekvencia felbontást eredményez, így ezzel lehetővé válik, hogy a jelnek időben változó periodikus jellegzetességeit megragadjuk (Mix és Olejniczak, 2003, Kern et al., 2016).

A waveletanalízis alkalmazkodóképességét a hosszú szinusz hullámok alkalmazása helyett, sok rövid "wavelet" használata eredményezi (Daubechies, 1990). A wavelettranszformáció definícióját, az adatok és a waveletfüggvények konvolúciójaként ként értelmezhetjük (Farge, 1992):

$$W_n^X(s) = \sqrt{\frac{\delta t}{s}} \sum_{n'=1}^N X_{n'} \Psi_0^* \left[ (n' - n) \frac{\delta t}{s} \right] \quad (10)$$

ahol a csillag ( $\Psi^*$ ) a komplex konjugáltat jelöli,  $X_n$  az eredeti idősor, és a skála,  $\Psi$  a waveletfüggvény és  $\delta t$  a felbontás mértéke.

„Az adaptivitás a skálázási eljárásban jelentkezik: a főwaveletből (mother wavelet) sorozatos skálázással, azaz nyújtással és összenomással származtatja az eljárás a daughter waveleteket. A transzformáció dilatációs függvényét felül és alul áteresztő szűrők hierarchiájával reprezentálhatjuk. Ezeknek a szűréseknek a sorozatán keresztül a jel egyre nagyobb felbontású komponensekre bomlik. Eredetileg a wavelettranszformáció éppen az ilyen többszörös felbontást szolgálta, vagyis a jeleknek a skálatartományban (scaling space) történő dekomponálását annak érdekében, hogy feltárható legyen a jelek esetleges önhasonló struktúrája (self-similarity structure). Ebben az esetben éppen a skálaegyütthatók szolgáltatják a felbontás végeredményét” (Kovács, 2016).

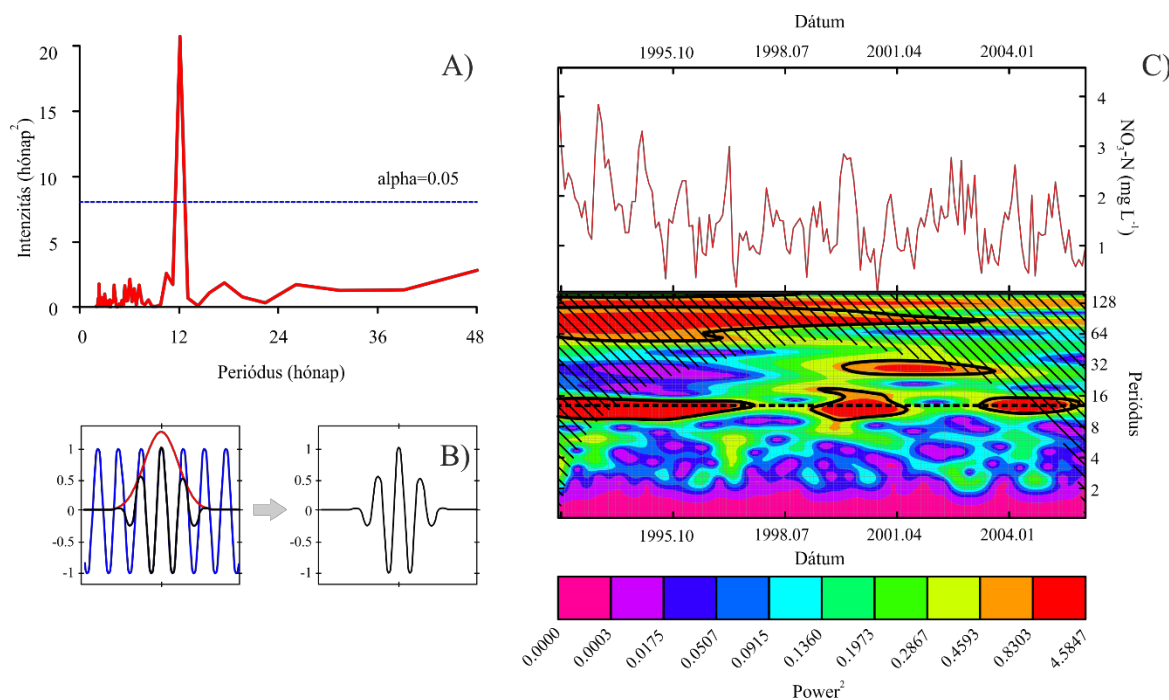
Annak érdekében, hogy PSD-becslést lehessen végezni a wavelettranszformációval, speciális waveletet (pl. Morlet-wavelet, 9. ábra) célszerű

választani és megfelelő transzformációkkal származtatni kell a skálából a frekvenciatengelyt. A Morlet-wavelet egyesíti a trigonometrikus függvényeknek azt az előnyét, hogy oszcillálnak az exponenciális függvény gyors lefutásával, ami a lokalizáltságot biztosítja. (Kovács et al., 2010)

„Ahhoz, hogy a spektrális összetevők szignifikanciájának kérdését felvethessük, a nullhipotézishez tartozó "hátterspektrum"-ot kell megválasztanunk. A legtöbb természeti folyamatban a háttér jól reprezentálható fehér vagy vörös zajjal (a fehér zaj spektruma teljes, minden frekvencia-összetevőt tartalmaz, a vörös zajban az alacsony frekvenciás komponensek vannak hangsúlyozva). Földtani folyamatokra reális választás a vörös zaj, ekkor a Fourier-teljesítményspektrum eloszlása  $\chi^2$ , és mivel a lokális waveletspektrum megegyezik az átlagos Fourier-spektrummal, a lokális waveletspektrum konfidenciaintervalluma ebből számítható” (Kovács, 2007).

A doktori munkám során módszer gyakorlati alkalmazása R szoftverrel történt, a `dplR` csomagot felhasználva (Bunn, 2008, 2010; Bunn et al., 2016). Mivel a waveletspektrum két független változó függvénye (idő és frekvencia), általában valamilyen háromdimenziós vizualizálási technika alkalmazásával mutatható be. A különböző programok izovonalas ábrát használnak erre a célra (9. ábra). A színskála a periodicitás meglétének valószínűségét jelöli: a meleg színek felé növekszik az adott periódus valószínűsége, illetve 5%-os szignifikanciaszinten a vastagított, fekete vonallal lehatárolt terület fogadható el periodikusnak. A doktori cselekmény során az egyéves periódus meglétét vizsgáltam (9. ábra, a szaggatott vonal magasságában keresendő az egyéves periodicitás).





9. ábra: Éves, 12 hónapos periódus azonosítása Lomb-Scargle-periodogram segítségével a  $\text{NO}_3\text{-N}$  paraméter esetében A). A Morlet-anyawavelet sematikus ábrája (Morlet et al., 1982) B). A waveletspektrum-analízis (WSA) kimeneti eredménye Szolnokon, az  $\text{NO}_3\text{-N}$  változó esetében C). A panel felső ábrája az adott változó újrámintavételezett adatsorát ábrázolja. Az alsó, izovonalas ábra maga PSD grafikon 5%-os szignifikanciaszinten, vörös zajhoz hasonlítva a vastag fekete kontúrral határolt terület (további részleteket lásd Torrence és Compo, 1998). A sraffozott terület a COI-t jelöli, míg a vízszintes vonal jelöli az éves periódus szintjét.

A szerteágazó eredmények (az összes mintavételi pont minden egyes változójának idősora egy-egy spektrumot eredményezett, összesen 196 PSD) könnyebb értelmezéshez szükséges volt azok tömörítése. Ehhez Kovács et al., (2010) alapján periódusindexeket (PI) definiáltunk, így a periodicitás százalékosan is meghatározható volt oly módon, hogy a periodikus időszakokat a teljes vizsgált időszakhoz hasonlítottuk. Ezen indexek meghatározásához több szempont is adódik. A periódusindexet értelmezhetjük változónként ( $\text{PI}_V$ ), változócsoportonként (pl. autotróf élőlények számára hozzáférhető tápanyagok csoportja;  $\text{PI}_{CS}$ ), illetve mintavételi pontonként ( $\text{PI}_{MP}$ ; 5. táblázat).

5. táblázat: A Períódusindexek definíciója

Név	Jele	Definíció
PI a változókra	PI <sub>V</sub>	Adott mintavételi ponton az adott változó egyéves periódussal rendelkező időintervallumának aránya a változó teljes vizsgált időtartamához képest (tehát a 14 mintavételi pont, és a 14 változó összesen 196 db PI <sub>V</sub> -t eredményezett).
PI a változócsoportokra	PI <sub>CS</sub>	Adott mintavételi ponton a paramétercsoport PI <sub>V</sub> értékeinek átlaga.
PI a mintavételi pontokra	PI <sub>MP</sub>	Az adott mintavételi pont összes paraméterének PI <sub>V</sub> értékének az átlaga.

### 3.4. A felhasznált szoftverek

A számításokat az R programozási környezetben végeztem, amelyben számos adatelemző módszer elérhető. Az alapműveletektől kezdve a bonyolult statisztikai eljárásokig rengeteg művelet végrehajtható benne (például lineáris és nem lineáris modellek illesztése, klasszikus statisztikai próbák, idősoros vizsgálatok, csoportosító eljárások). Az R hatékony adatkezelési, -elemzési és -tárolási lehetőségeket biztosít. Az eredmények jól paraméterezhető ábrákon is megjeleníthetők (R Core Team, 2016).

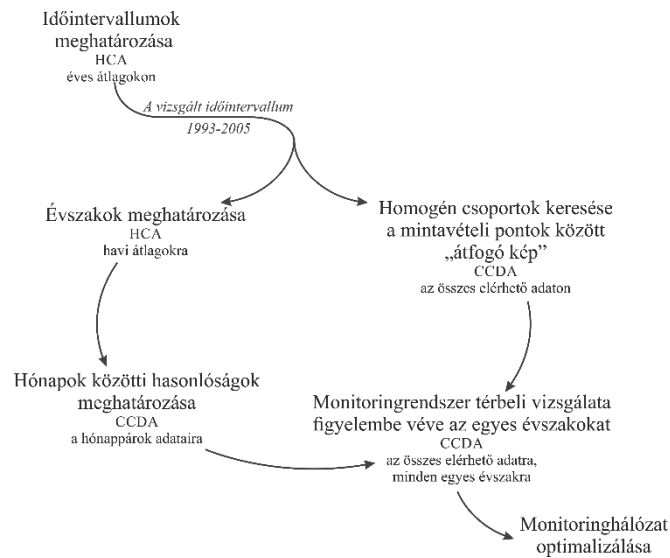
Az R beépített függvényei mellett számos kiegészítő függvény is használható, amelyek úgynevezett csomagokban („package”-ekben) érhetők el. A dolgozatban bemutatott CCDA-módszer implementációja R-ben egy „ccda” nevű package formájában készült el, amely a <http://cran.r-project.org/web/packages/ccda/> oldalon elérhető. Az idősoros vizsgálatokhoz a `dp1R` csomagot (Bunn, 2008, 2010; Bunn et al., 2016) használtam fel, melyet a kívánt számítások sajátosságaihoz alakítottam, és saját függvényeket alkottam<sup>3</sup>.

Az adatok egy része Microsoft Access adatbázisfájlban volt tárolva. Az adatelőkészítést Microsoft Excel programmal végeztem, illetve a vizualizációhoz CorelDRAW X8 és Paint.NET programokat használtam.

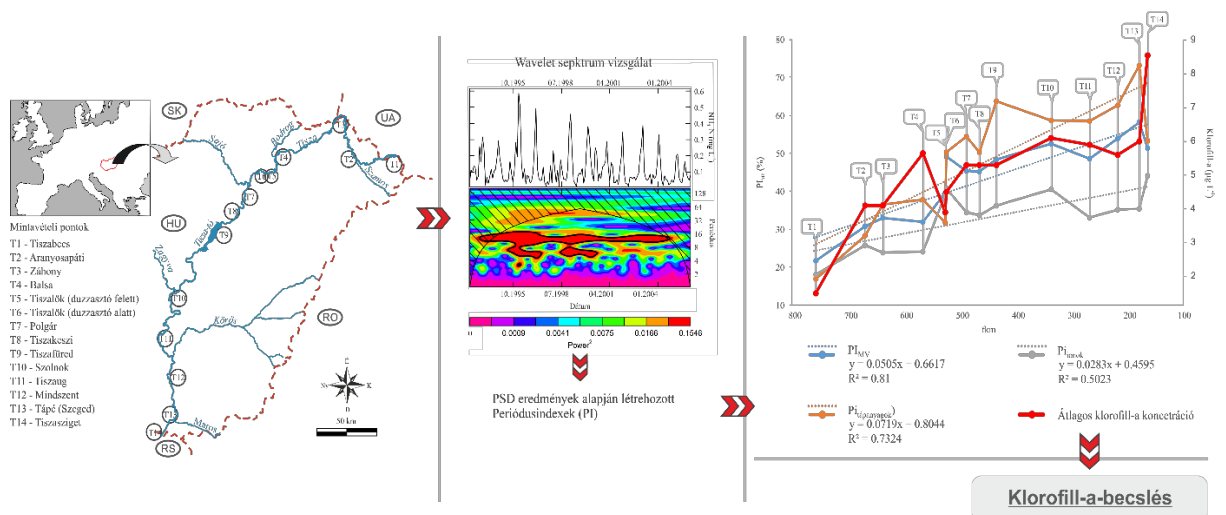
<sup>3</sup> A forráskód a II. mellékletben található

## 4. EREDMÉNYEK

E fejezetben a 4. táblázatban összefoglalt vizsgálati időszakok, paraméterkörök és módszerek eredményei kerülnek bemutatásra. A fejezet első felében a különböző szempontok szerinti csoportosító vizsgálatok eredményét közlöm (10. ábra, 4.1. és 4.2. alfejezetek). Ezután a vízminőségi változók éves periodicitásvizsgálatának eredményeit, végül az ennek felhasználásával készült klorofill-a becslést mutatom be (11. ábra, 4.3. fejezet).



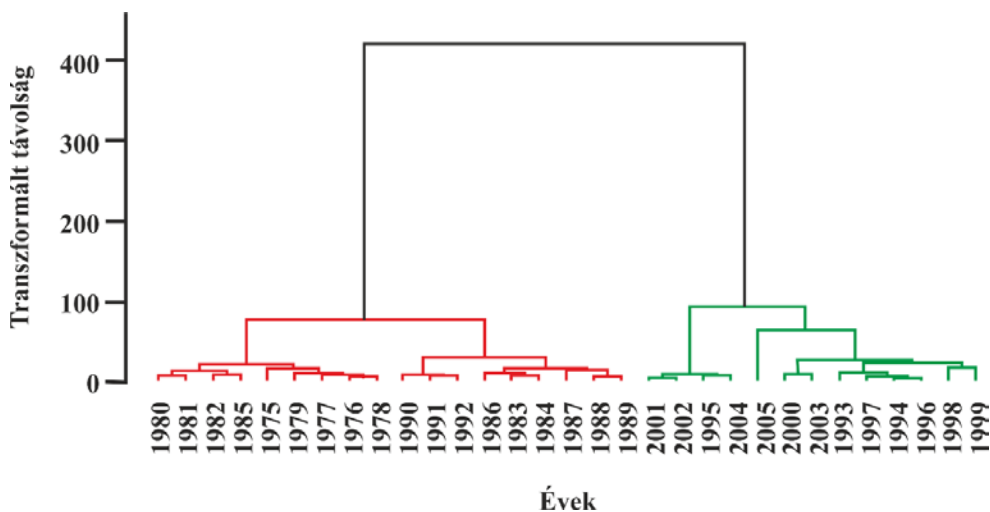
10. ábra: A monitoringrendszer optimalizálása során irányadó gondolatmenet összefoglalása (Tanos et al., 2015).



11. ábra: A periodicitásvizsgálat eredményeinek összefoglalása (Kovács et al., 2017)

#### 4.1. Időbeli csoportosítás a HCA és a CCDA módszerének alkalmazásával

Első lépésként HCA segítségével csoportosítottam a rendelkezésre álló éveket annak érdekében, hogy lehetőleg időben hasonló időszakokkal dolgozhassak a későbbiekben. A HCA-t az 1975 és 2005 közötti időszakra végeztem el (4. táblázat, „HCA és CCDA az évekre” oszlop). Az adatokat a vizsgálat előtt standardizáltam, mivel számításaim során nem kívántam kisebb vagy nagyobb súlyt adni a vizsgálandó paramétereknek. Végül az összes megfigyelés alapján éves átlagokat képeztem. A klaszterezés során Ward módszerét alkalmaztam, négyzetes euklideszi távolságszámítás mellett. Így két jelentősen különböző csoportot különítettem el (12. ábra). Az eredmény rámutatott, hogy 1975 és 2005 között az évek két nagy csoportra oszthatóak, melyek határa 1992 és 1993 között volt. Tehát két fő időszakot azonosítottam 1975-1992 és 1993-2005.



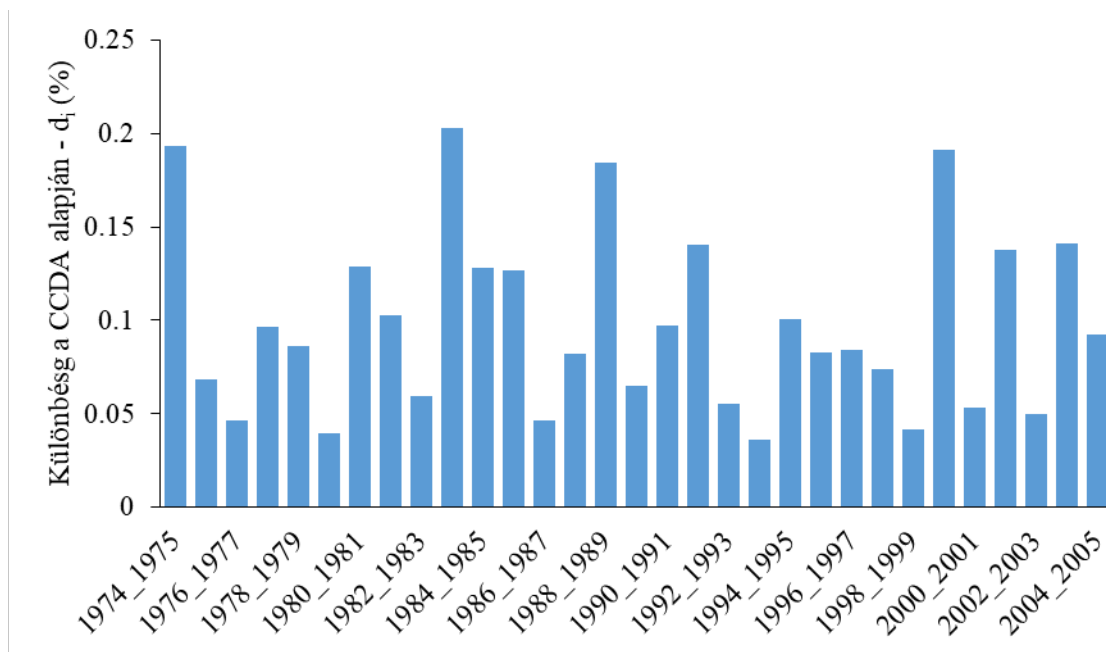
12. ábra: Az évek csoportosítása éves átlagokkal, HCA segítségével (Tanos et al., 2005).

Az így kapott két csoport homogenitását is megvizsgáltam, melyre a CCDA-módszer adott lehetőséget (3.2 fejezet). A CCDA-vizsgálatot az előző bekezdésben bemutatott HCA-vizsgálattal megegyező paraméterkörrel végeztem (4. táblázat, „HCA és CCDA az évekre” oszlop). A CCDA első lépése, azaz az alapcsoportosítás létrehozása (40. oldal: a CCDA I. lépése), az éves átlagok alapján készült, ahol a csoportosítás alapját az évek szolgáltatták. A második lépésében az LDA a nyers adatok alapján készült, mind

az általunk választott, mind pedig a véletlenszerű csoportok esetében (40. oldal: a CCDA II. lépése).

A CCDA-módszert arra is felhasználtam, hogy az egymás követő évek hasonlóságát megállapíthassam, ezért azokat páronként vizsgáltam. A CCDA eredménye egy konkrét értéket rendel az adott csoportosítandó objektumok – jelen esetben két egymást követő év – különbségéhez mértékéhez, melyet az ún. *difference*-érték ír le (lásd a 3.2 fejezet utolsó bekezdése). Annak érdekében, hogy az egyes évpárok *difference*-értékei összehasonlíthatók legyenek, biztosítani kellett, hogy minden év esetén a megfigyelések száma azonos legyen. Amennyiben ez a feltétel nem teljesül, a különbségértékek nagysága közvetlenül nem hasonlítható össze. Emiatt meghatároztam, hogy melyik évben született a legkevesebb megfigyelés (1999, 174 megfigyelés), ezért minden évpár esetében 174-174 megfigyeléssel végeztem el a számításokat. Az adott év megfigyeléseiből a 174 kiválogatását bootstrappinggel végeztem el. Minden pár esetében 100 kiválogatásra számoltam ki a CCDA eredményét, majd ezeket átlagolva határoztam meg az egymást követő évek közötti különbségeket (13. ábra).

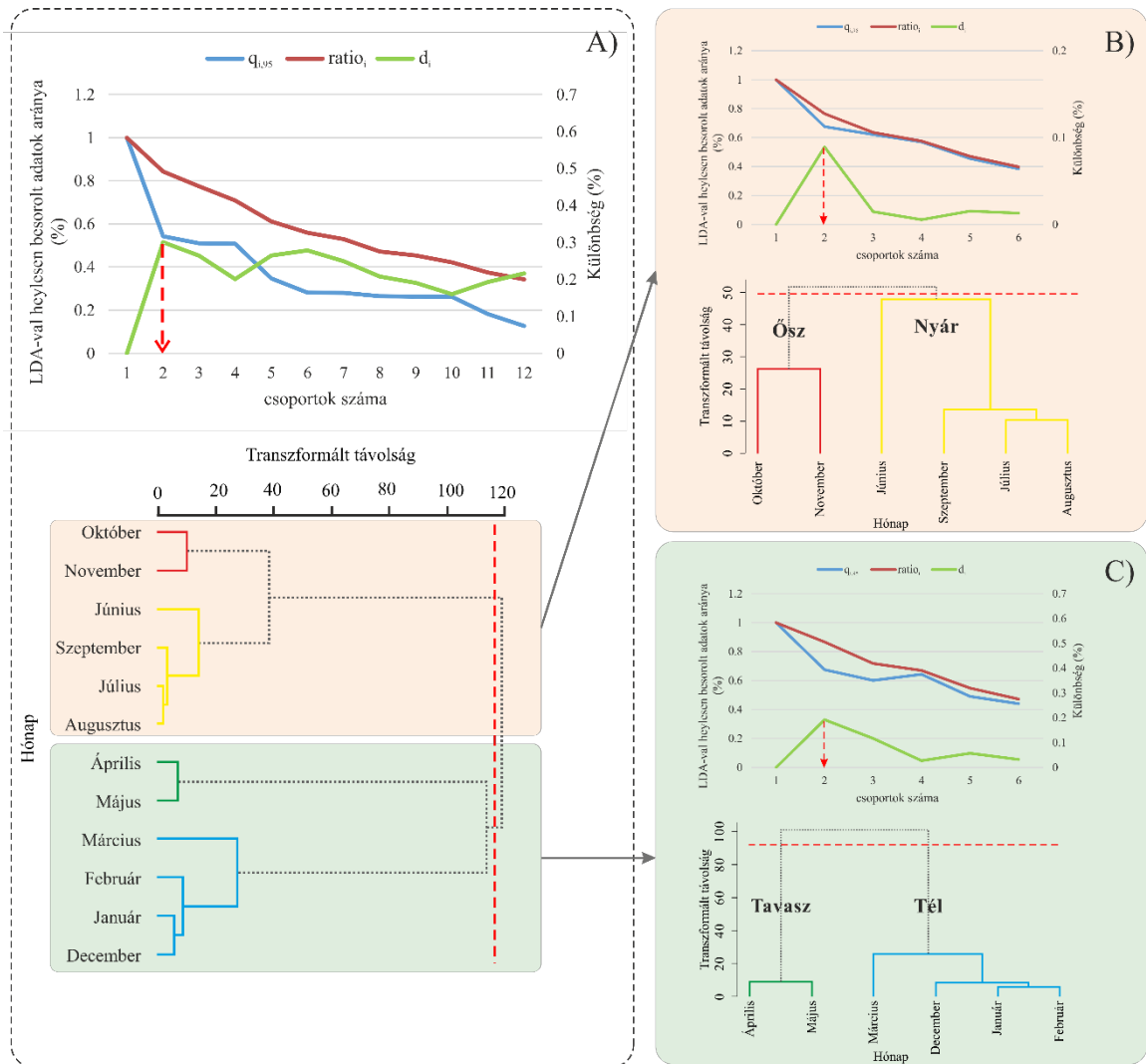
A vizsgálat eredménye rámutatott, hogy 1975 és 2005 között nem volt két egymást követő év, amelyek a vízminőséget tekintve homogének lettek volna (természetesen az alkalmazott paraméterkör mellett). A párok közötti átlagos különbség 9,8% volt, így a fent *bemutatott két időszak (12. ábra) sem tekinthető homogénnek az 1975-1992 közötti és az 1993-2005 közötti időintervallumokon belül.* Azonban a két csoport további felosztását nem tartottam célszerűnek, többek között azért, mert a létrejövő időintervallumok olyan rövidek lettek volna, hogy az adatok száma ellehetlenítette volna a további vizsgálatokat. Ezért, hogy mégis figyelembe legyen véve az időszak alapvető heterogenitása, de a rendelkezésre álló adatok mennyisége se csökkenjen egy kritikus szint alá, a további vizsgálatokat az 1993-2005-ös időszakra végeztem el. Ez azért is indokolt volt, mert ebben az időszakban i) több mintavételi pont állt rendelkezésemre (3. fejezet), illetve ii) ezen időszak közelebbi képet ad a folyó aktuális állapotáról, mivel közelebb van a jelenhez.



13. ábra: Az egymást követő évek páronkénti összehasonlítása CCDA-módszerrel.

Következő lépésként az éven belüli hasonlóságokat kívántam megvizsgálni CCDA-módszerrel. A cél eléréséhez felhasználtam az előbbi bekezdésekben bemutatott eredményeket, ezért az 1993-2005 közötti adatokkal dolgoztam (4. táblázat, „HCA és CCDA a hónapokra” oszlop). A CCDA első lépése, az alapsortosítás létrehozása (40. oldal: a CCDA I. lépése) a havi átlagok alapján készült, ahol a csoportosítás alapját a hónapok adták. A második lépésében az LDA-k a nyers adatok alapján készültek (40. oldal: a CCDA II. lépése). Az optimális csoportosítás, az első CCDA-vizsgálat alapján, két csoportba sorolta a hónapokat az éven belül (14. ábra, egy hideg és egy meleg időszak), mely csoportok egymástól jelentősen elkülönültek ( $d_2=26,4\%$ ). E csoportokat tovább vizsgálva CCDA-val további két-két csoportot azonosítottam (14. ábra). Mindezek alapján négy csoport elkülönítésére volt lehetőségem a hónapok esetében, amit „hidrokémiai évszakokként” azonosítottam (Kolander és Tolkowsky, 2008). Ezek lényegében a kontinentális égövi – klasszikus értelemben vett meteorológiai – négy évszak vízminőségi megfelelői (Tanos et al., 2015). A csoportok hierarchiáját tekintve jelentősen elkülönül egy hideg és egy meleg időszak, melyek magukban foglalnak egy-egy átmeneti időszakot is, a tavaszt és az őszt. Míg az őszt a nyárhoz hasonlít jobban, a tavasz pedig a télhez, de sokkal jelentősebb az eltérés közöttük. Mindemellett az eredmény rámutatott arra is, hogy e hidrokémiai évszakok nem egyenletesen oszlanak el az év során. A két hosszabb évszakot, a meleg nyarat és a hideg telet, két rövidebb

átmeneti évszak vált fel, a tavasz és az ősz. Ezek sorrendben, a téltől számítva 4-2-4-2 hónap hosszúságúak (14. ábra).

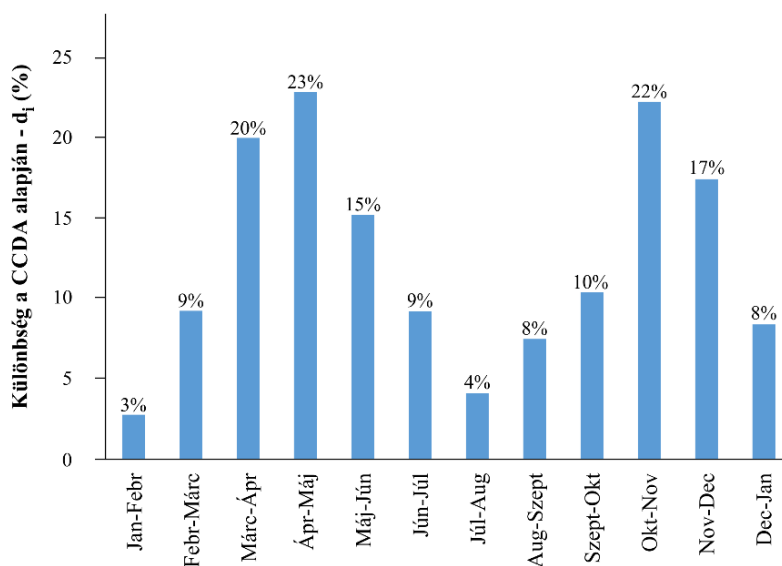


14. ábra: A hidrokémiai évszakok kialakulása CCDA alkalmazásával (Tanos et al., 2015 alapján). Az első CCDA-futtatás alapján a hónapok optimális csoportosítása (A) panel: meleg és hideg időszak. A második lépésben a kialakult két csoport további két-két optimális csoportra osztható (B) panel: tavasz, nyár, C) panel: ősz, tél).

A CCDA-módszer ezúttal is lehetővé tette, hogy a hidrokémiai évszakok homogenitását is megvizsgáljam. Ebben a vizsgálatban is az 1993-2005 közötti adatokat használtam fel, azonos paraméterkörrel, mint az előző bekezdésben bemutatott esetben. Ahogy korábban az évek páronkénti összehasonlítása esetében, itt is elvégezhető az egymást követő hónapokra a CCDA, ezáltal számszerűsíthető az hónapok eltérő viselkedésének mértéke.

Ezúttal is fontos volt szem előtt tartani, hogy a megfigyelések száma azonos legyen a CCDA során. Ezért meghatároztam, hogy mely hónapban történt a legkevesebb megfigyelés (május, 206 megfigyelés), majd minden hónapra esetében 206-206 megfigyeléssel végeztem el a számításokat. Az adatok kiválogatását ez esetben is bootstrappinggel végeztem el. Minden hónapra esetében 100 kiválogatásra számoltam ki a CCDA eredményét, majd átlagoltam őket, így meghatározva az egymást követő hónapok közötti különbségeket (15. ábra).

E számítások bebizonyították, hogy a *meghatározott hidrokémiai évszakok nem tekinthetők homogén időszakoknak* az éven belül. Szignifikáns különbségek jelentkeznek minden hónapra között (15. ábra). E különbségek nagysága azonban jelentősen eltérő volt. *A legnagyobb különbségek a rövidebb, átmeneti évszakok hónapjai között figyelhetők meg*, április-május, illetve október-november között (23% és 22%), míg *a legkisebb különbségek a hosszabb nyári és téli évszakok hónapjai között voltak*, január-február, illetve július-augusztus között (3% és 4%).



15. ábra: A hónapok páronkénti különbségei a CCDA eredménye alapján (Tanos et al., 2015).

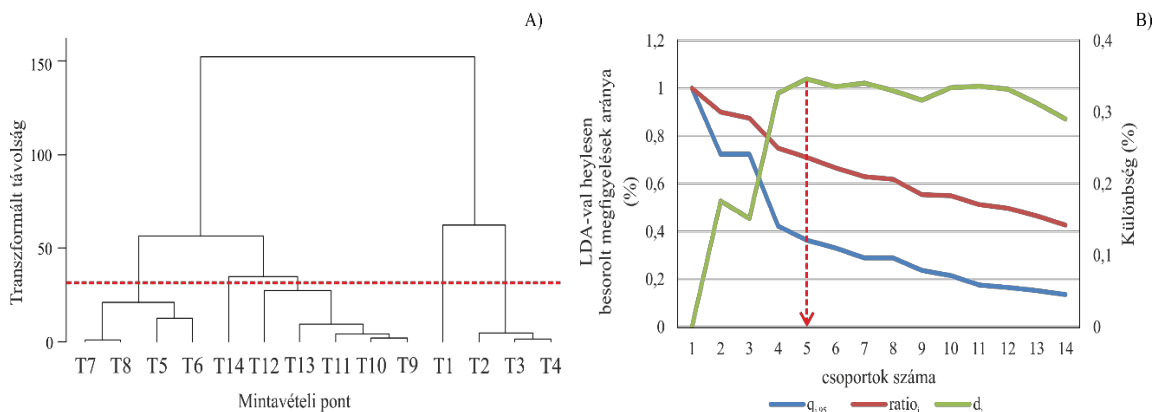
#### 4.2. A monitoringrendszer térbeli optimalizálása

Az évek közötti és éven belüli csoportok vizsgálata után, a monitoringhálózat térbeli hasonlóságait vizsgáltam, melyhez felhasználtam az időbeli vizsgálatok eredményeit is (10. ábra). Céлом a redundáns információkkal szolgáló mintavételi pontok azonosítása volt, melyek kiküszöbölésével növelhető a monitoringhálózat hatékonysága.



Ehhez az összes rendelkezésemre álló adatot felhasználtam 1993 és 2005 között (4. táblázat, „CCDA térben” oszlop). A csoportosítás alapját a mintavételi helyek szolgáltatták. A CCDA-hoz az alapsortosítást a mintavételi pontok átlagai alapján készítettem el (16. ábra). A CCDA második lépésében az LDA-k az összes mintavételi pont összes adata alapján készültek.

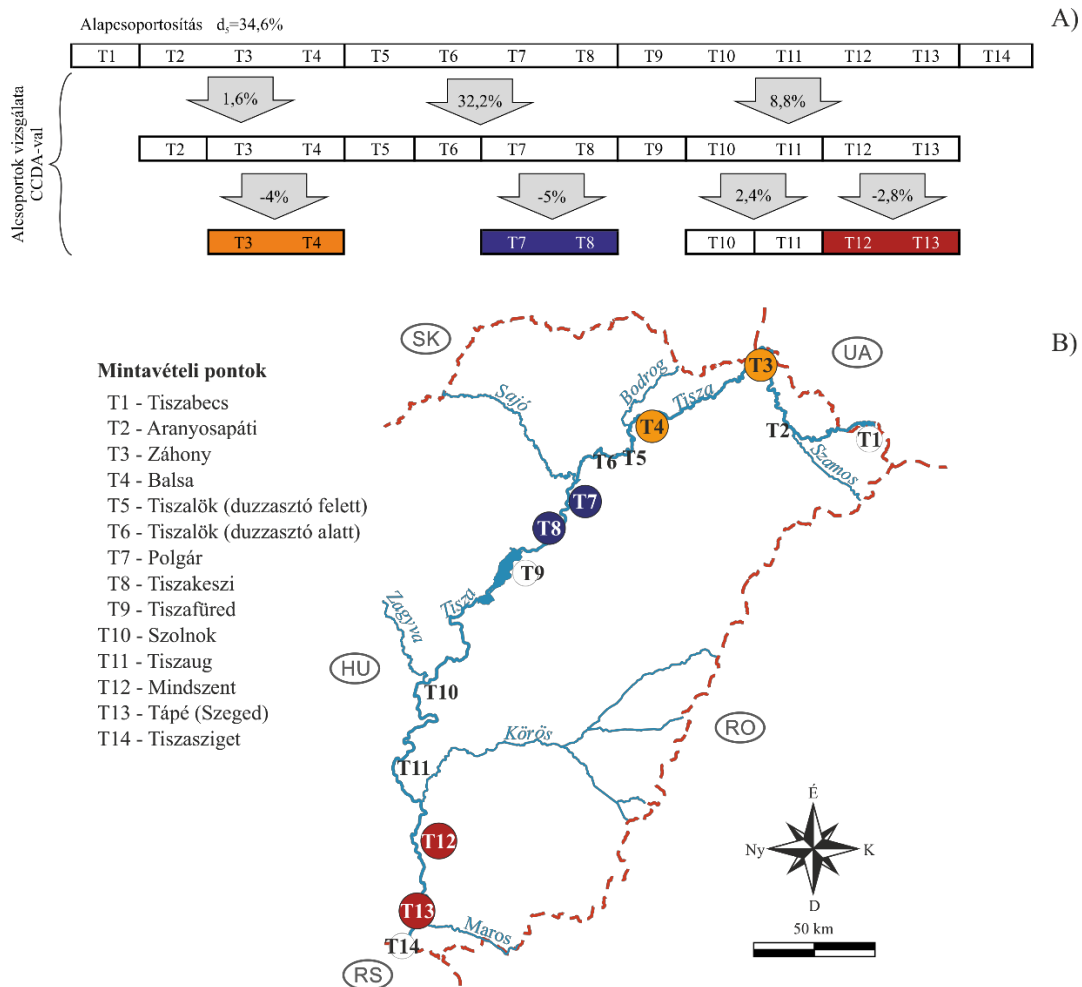
Az így elvégzett CCDA-vizsgálat első körben öt csoportnál eredményezte a legnagyobb különbség értéket ( $d_5=34,5\%$ ), azaz öt csoportban határozta meg az optimális csoportszámot (16. ábra). Az alap dendrogram külön-külön sorolta az északi és a déli határszelvek mintavételi pontjait, emellett a többi mp.-ot három alcsoportba osztotta, melyeket tekinthetjük akár felső, középső és alsó szakasznak is. A köztes alcsoportok homogenitása nem garantált, ezért további CCDA-vizsgálatokat kellett végezni ezen alcsoportokra (40. oldal: a CCDA III. lépése).



16. ábra: Az optimális csoportszám meghatározása. A HCA a mintavételi pontok átlagai alapján készült A). A CCDA-vizsgálat első és második lépésének eredménye a mintavételi pontok csoportosítására B). A kialakult alcsoportok homogenitását további CCDA-vizsgálatokkal ellenőrizni kell (40. oldal: a CCDA III. lépése)

A vizsgálat igazolta azt a feltevést, hogy *első körben a CCDA által azonosított alcsoportok nem tekinthetők homogéneknek*, ezért további felosztásuk indokolt (17. ábra). Mindezek végső eredménye egy átfogó, összesítő képet adott a monitoringhálózatról. Ez alapján *11 homogén csoportot* azonosítottam a vizsgált 14 mintavételi pont körében. Összesen 8 olyan csoport volt, melyet csupán egy-egy mintavételi pont alkotott. Ezen mintavételi pontok távolsága változó volt, több esetben a szomszédos mintavételi pontok külön csoportba kerültek, a közöttük lévő távolságtól függetlenül. Erre szélsőséges példa a tiszalöki duzzasztó felvízi és alvízi mintavételi pontjai, melyek még annak ellenére is külön csoportot alkottak, hogy csupán 2 fkm

választja el őket egymástól. További három homogén csoportot két-két mintavételi pont alkotott. E homogén csoportok minden esetben egymást követő pontok mentén jöttek létre. E csoportok annak ellenére is homogének voltak, hogy akár hosszabb folyószakaszt jellemeztek, például ~70 fkm választja el Záhony és Balsa mintavételi pontokat, melyek homogén csoportba tartoztak.



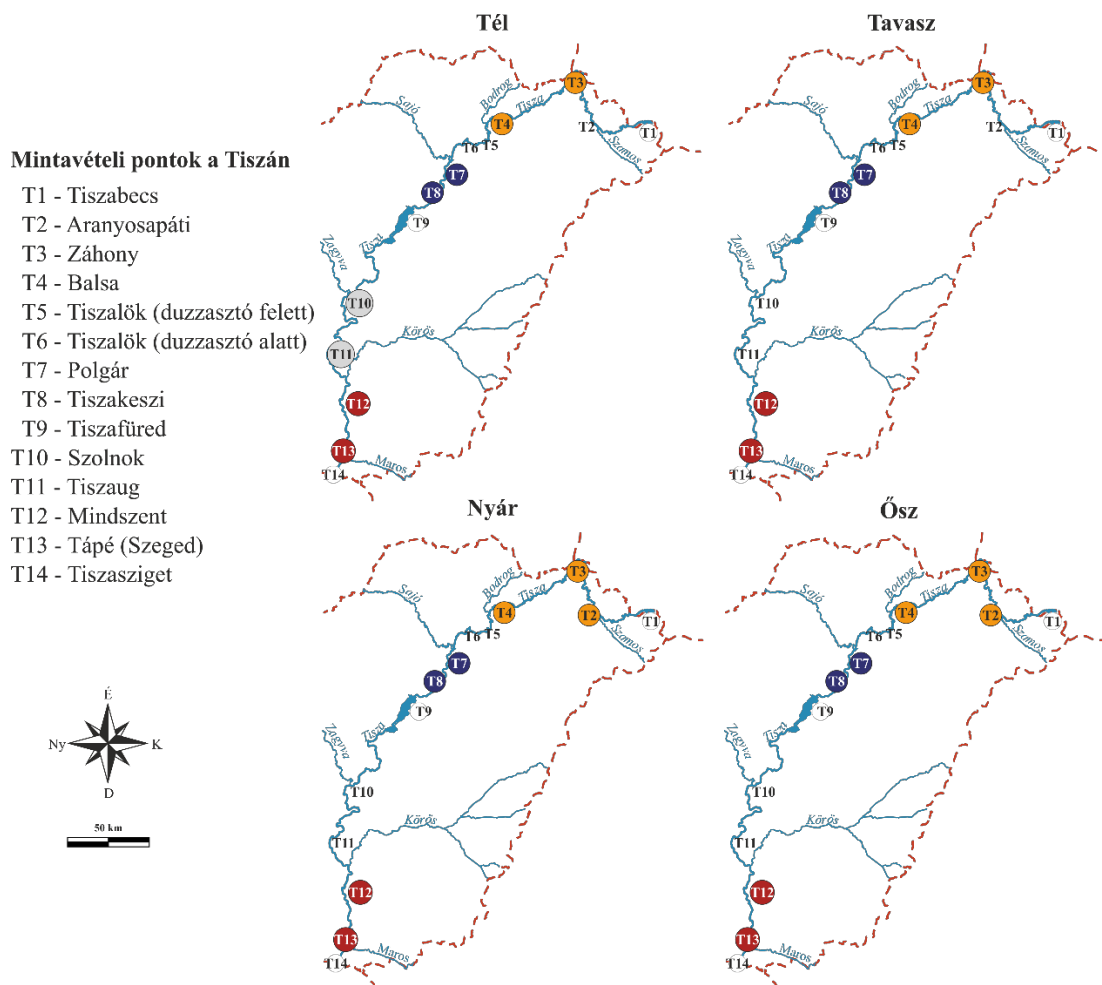
17. ábra: Átfogó kép a teljes térbeli homogenitásvizsgálat alapján (a CCDÁ i-iii. lépéseinek eredménye, A), illetve kialakult homogén térbeli csoportok B).

Felmerül a kérdés, hogy a bemutatott homogén térbeli csoportok átrendeződnek-e vagy sem az éven belül, azaz az egyes évszakokban, ezért megvizsgáltam rövidebb időskálán is a mintavételi pontok térbeli homogenitását. Ehhez felhasználtam a hidrokémiai évszakok eredményét, azaz az általam meghatározott évszakokonként alkalmaztam a CCDÁ-t a mintavételi pontok csoportosítására. E módszerrel azonosíthatóak voltak a mintavételi pontok kapcsolatai az egyes hidrokémiai évszakokban is, így teljesebb képet kaphatunk a magyarországi Tisza szakasz tulajdonságairól.

Először a téli évszakban vizsgáltam meg mintavételi pontok hasonlóságait (azonos paraméterkörrel, mint a korábbi csoportosításoknál, 4. táblázat, „CCDA térben” oszlop). Csupán egy adatszűrést hajtottam végre, mellyel a téli megfigyeléseket válogattam ki (a megfelelő hónapok szerint). Ekkor a CCDA a 14 mintavételi pontot összesen 10 homogén csoportba sorolta (18. ábra). Hat olyan csoport volt, melyet csak egy mintavételi pont alkotott, valamint további négy darab két-két mintavételi pontot tartalmazó homogén csoportot határoztam meg.

Tavasszal összesen 11 homogén csoport elkülönítése történt három darab kéttagú csoporttal. A téli eredményhez képest változás, hogy Szolnok és Tiszaug külön csoportba került. A tavaszi eredmények megegyeztek a korábban bemutatott átfogó képpel (18. ábra).

Végül nyáron és ősszel azonos csoportok születtek, melyek azonban különböznek mind az átfogó képtől, mind a téli csoportosítástól. Aranyosapáti mintavételi pont csatlakozott a Záhony és Balsa alkotta homogén csoporthoz (18. ábra), tehát nyáron és ősszel is 10 homogén csoportot sikerült meghatározni.



18. ábra: A mintavételi pontok homogén csoportjai a magyarországi Tisza-szakaszon. A színes korongok a több mintavételi pontból álló homogén csoportokat jelölik

*A mintavételi pontok térbeli homogenitása az egyes évszakokban jelentős változásokat mutat. Összefoglalva ezeket, tekintettel az átfogó képre és az évszacos eredményekre, északról dél felé haladva, a következők megállapításokra jutottam:*

- i. Tiszabecs minden megközelítés szerint, minden évszakban és az év egészére nézve is egytagú csoportot alkotott.
- ii. Aranyosapáti nyáron és ősszel homogén csoportot alkotott Záhony és Balsa pontjaival. Az utóbbi kettő minden évszakban homogén csoportot alkotott.
- iii. A Tiszalöki Vízerőmű felvízi és alvízi mintavételi pontjai minden esetben elkülönültek egymástól, annak ellenére, hogy közöttük csak 2 fkm a távolság.
- iv. Polgár és Tiszakeszi az összes évszakban homogén csoportot alkottak.
- v. Tiszafüred minden évszakban különálló csoportba tartozott.
- vi. Szolnok és Tiszaug kizárólag télen alkotott homogén csoportot.
- vii. Mindszent és Tápé minden évszakban homogén csoportba kerültek.
- viii. Tiszasziget különálló csoportba tartozott.

### **4.3. Periodicitásvizsgálat**

#### **4.3.1. Periodicitásvizsgálat a havi átlagok alapján**

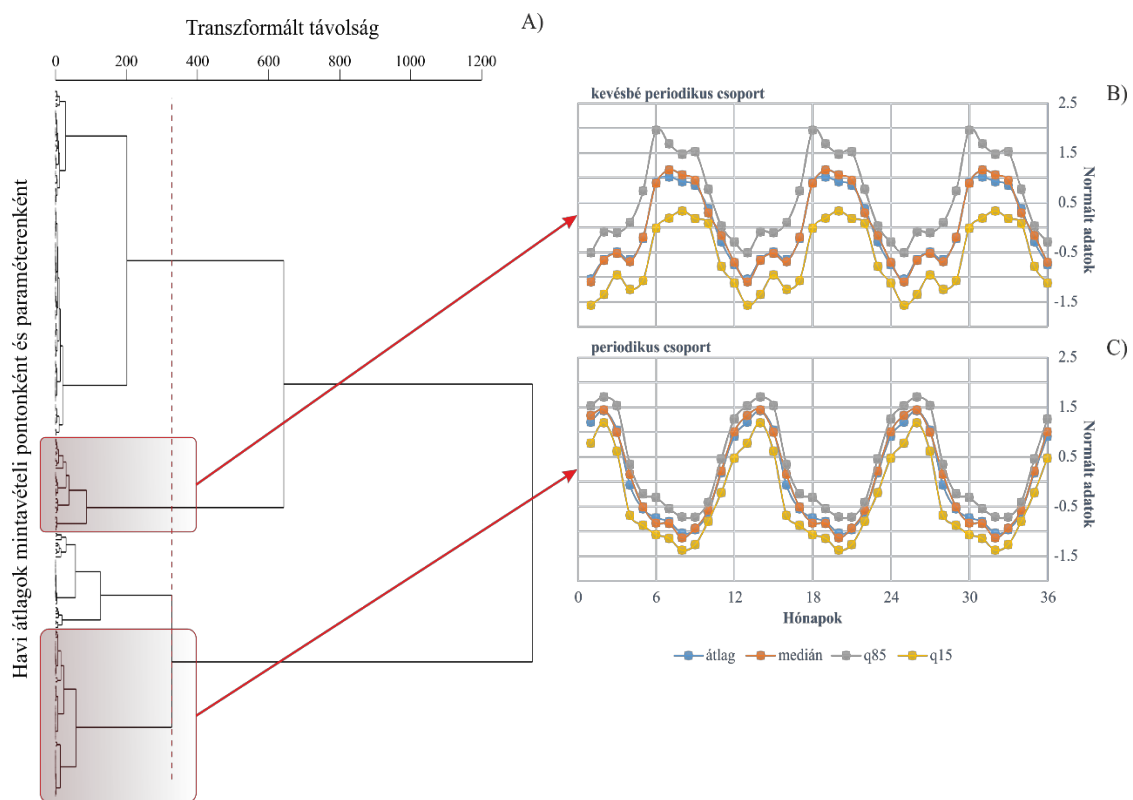
A kutatás e fázisában a kitűzött cél a Tisza vízminőségi adatainak éves periodicitásának meghatározása volt, figyelembe véve az egyes mintavételi pontokat és változókat. Ennek érdekében első lépésben az adatok havi átlagait képeztem mintavételi pontonként és változónként. Az átlagokat normáltam és HCA-t végeztem, négyzetes euklideszi távolság számítása mellett, Ward módszerével.

Öt csoportot különítettem el a HCA alapján (19. ábra), majd az egyes csoportok statisztikáit is kiszámoltam az egyes hónapokban (átlag, medián, 15%-os és 85%-os percentilis), és ábrázoltam (19. ábra). A könnyebb értelmezhetőség érdekében az egy évre vonatkozó görbéket háromszor ábrázoltam egymás után, így jobban kirajzolódik a periodicitás.

Abban az esetben, ha a 15 és 85%-os percentiliszhez tartozó „görbe” távol fut egymástól, az éves átlagok nagyobb variabilitást mutatnak, tehát kevésbé periodikus az adott csoport (19. ábra). Ha az említett két görbe közel van egymáshoz a változékonyság kisebb, illetve jellemzőbb a csoportra a periodikus viselkedés (19. ábra). Mind a két

bemutatott csoportban az összes mintavételi pont megtalálható volt, azonban a változók terén eltérés jelentkezett. A kevésbé periodikus csoportban  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  ionok és a nitrit-nitrogén paraméter szerepelt, míg az inkább periodikus csoportban az oldott oxigén,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  és a  $\text{PO}_4\text{-P}$  koncentráció szerepelt.

E módszerrel azonban csak közelítő képet kaphatunk a vízminőségi állapotok éves periodicitásáról. A továbbiakban szükség volt a periodicitás számszerűsítésének elvégzésére, ezért első próbaként Lomb-Scargle-periodogramokat készítettem, melyek rámutattak, hogy bizonyos mp.-ok és bizonyos paraméterek esetében van éves periódus az adott idősorban (9. ábra), más esetben pedig hiányzik az éves periodicitás. Azonban a L-S-módszer nem teszi lehetővé, hogy egy adott idősor esetében azonosítsuk az éves periódussal rendelkező időszakot. Ezért a fentebb bemutatott előzetes vizsgálatok után waveletspektrum-analízissel vizsgáltam az éves periodicitás meglétét illetve hiányát.



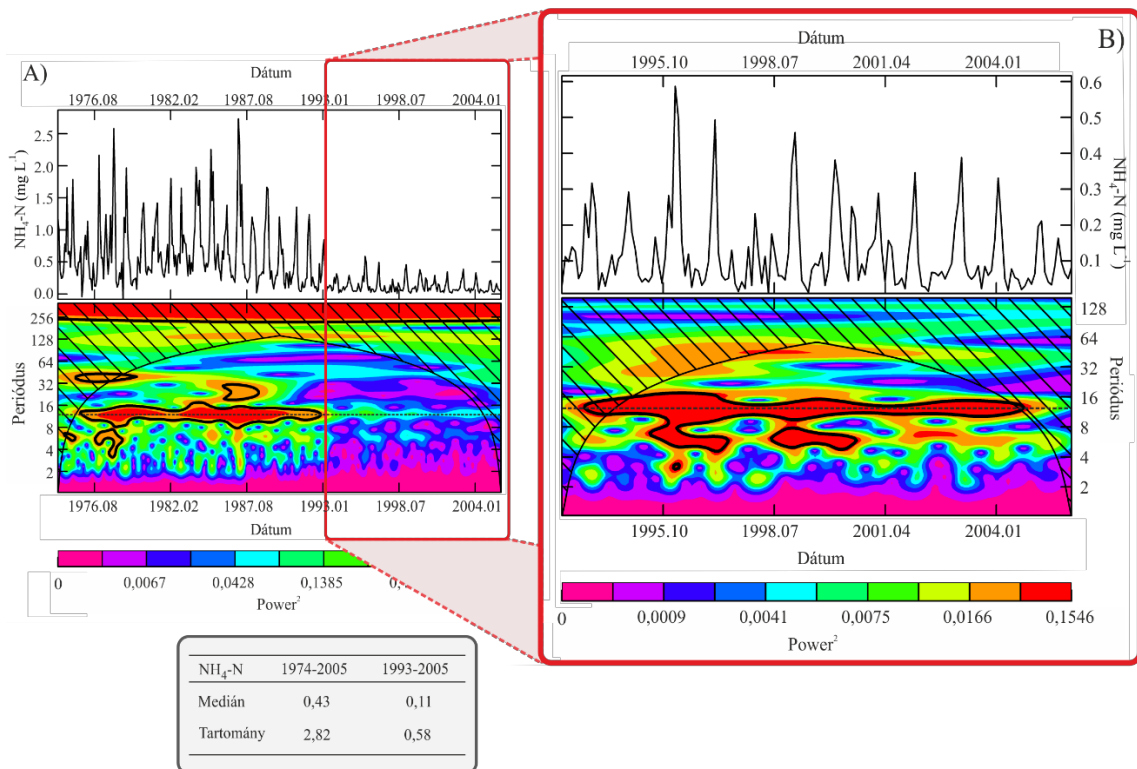
19. ábra: Periodicitásvizsgálat a havi átlagok alapján. Az átlagok csoportosítása A) kiemelt két csoport egyike egy nagyobb variációval jellemezhető csoport B), ellentétben a másikkal, amely sokkal kisebb variációt mutat C). Az éves mintázatot megháromszoroztuk (Kovács et al., 2017 alapján).

### 4.3.2. A WSA használatának lehetőségei és korlátai

A WSA megköveteli az ekvidisztáns megfigyeléseket, a felhasznált vízminőségi adatsorok azonban nem teljesítették ezt a követelményt. Mindez megkövetelte az adatok újramintavételezését, melyet spline interpolációval végeztem el (8. ábra). Az újramintavételezett adatsorok megfigyelései 30 napos időközzel követték egymást, amely Shannon tétele (Shannon, 1949) szerint az éves periodicitás meghatározásához megfelelő, mert így több mint három megfigyelés történt egy periódusidő alatt.

A WSA használata során különös figyelmet kell fordítani a bemenő adatokra. Tapasztalataim szerint a WSA érzékeny az adatsorok esetleges nagyságrendi változásaira, mert ezekben az esetekben a módszer könnyen elveszíti az éves komponenst az idősorban, így gyakran téves eredményre vezet a periodicitás meghatározása során. Ebben az esetben a leggyakoribb hibát az okozza, hogy a nagyságrendi változás elfedi az adatokban meglévő éves periodicitást. Példaként vegyünk Szolnok mintavételi pontot, ahol az  $\text{NH}_4\text{-N}$  koncentráció jelentősen lecsökkent 1990 körül. A WSA eredménye alapján a paraméter a vizsgált időintervallum 53%-ában periodikus volt (20. ábra). Megfigyelhető, hogy a paraméter terjedelmében jelentős változás történt a 1990-es évek elején (20. ábra, felső grafikon), amely egyúttal egybeesik az éves periódus hiányának kezdetével is. Abban az esetben, ha külön megvizsgáljuk az 1993 és 2005 közötti időszakot, azt tapasztaljuk, hogy szignifikánsan azonosítható az éves periódus a teljes konfidenciaintervallumon belül (20. ábra). Abban az esetben tehát, ha a két időszakot külön-külön megvizsgáljuk, az eredmény jelentősen megváltozik. Ez esetben 1975 és 2005 között Szolnokon a két WSA alapján az  $\text{NH}_4\text{-N}$  paraméter a vizsgált időszak 93%-ában éves periódussal rendelkezett. A probléma kiváltó oka az, hogy a Morlet-wavelet nem képes követni a periodikus jelet abban az esetben, ha egyértelmű nagyságrendi változás található az idősorban.

Tekintettel arra, hogy a 90-es évek elejétől a P és N emisszió 75%-kal és 40%-kal csökkent, köszönhetően a szennyvíztisztítás elterjedésének és a műtrágya-felhasználás jelentős csökkentésének (5 kg P ha<sup>-1</sup> Csathó et al., 2007; Schreiber et al., 2005), az  $\text{NH}_4\text{-N}$  koncentráció is jelentősen csökkent a felszíni vizekben (Mander és Forsberg, 2000). E probléma kezelésére igyekeztem olyan időszakot választani a WSA esetében, amelyben nem található nagyságrendi változás, ez a feltétel pedig 1993 és a 2005 közötti időszakban teljesült.

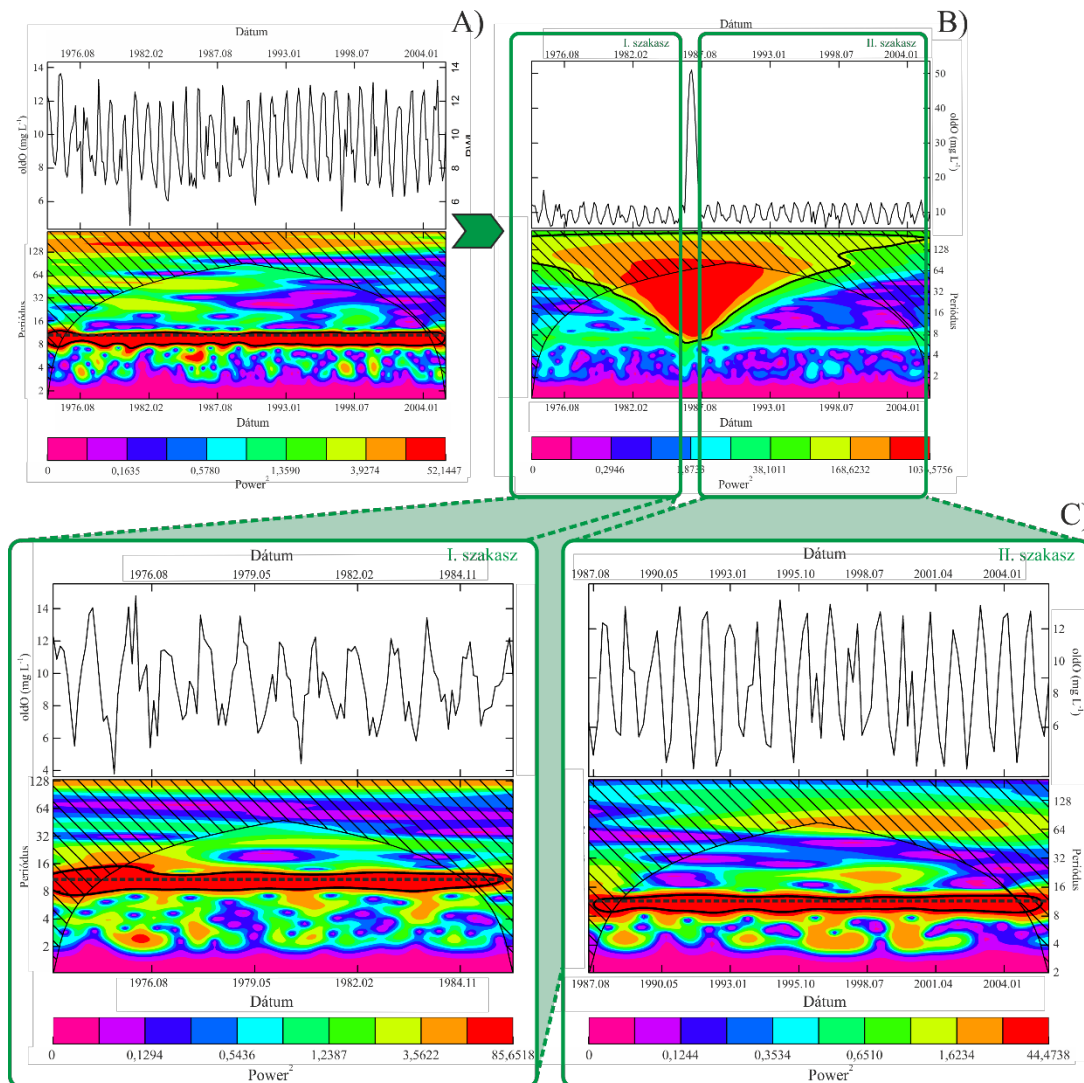


20. ábra: Szolnok mintavételi ponton az  $\text{NH}_4\text{-N}$  paraméter PSD-grafikonjai 1975 és 2005 A) illetve 1993 és 2005 között B). A beszűrt táblázat statisztikai demonstrálja a paraméter idősorában található változást (Kovács et al., 2017).

A fent tárgyalt problémához hasonló nehézséget okoz az idősorban előforduló diszkontinuitás. Amennyiben az adathiányos időszakok jelentős, abban az esetben a WSA téves eredményt adhat, amely a már az újramintavételezett adatsorban jelentkezhet (8. ábra). Nagyobb adathiány esetén az interpolált szakasz jelentősen eltérhet a valós megfigyelések nagyságrendjétől (21. ábra, felső grafikon). Az alábbi példában az oldott oxigén változó peridogramját mutatom be, amely a teljes időszakban szignifikáns éves periodicitást mutat (21. ábra). A példában extrém hosszú adathiányos időszakot hoztam létre mesterségesen annak érdekében, hogy szemléltessem a spline interpoláció hibáját, amely természetesen a WSA során is problémát okozott. Ez esetben a WSA nem tudja megfelelően követni az idősort, és az eredmény lényegében nem jelez éves periodicitást (21. ábra). Végül megvizsgáltam az adathiányt övező szakaszokat külön-külön, méghozzá úgy, hogy az adathiányos szakaszt kihagytam. Ekkor már újra azonosítani tudtam a példában szereplő oldott oxigén paraméterben meglévő éves periodicitást. A 21. ábra alapján látható, hogy az első és a második időszak is éves periódussal rendelkezik.

A WSA-számításokat a továbbiakban úgy végeztem el, hogy az adatsorokban lehetőleg ne legyen nagyságrendi váltás és hosszabb adathiány.





21. ábra: PDS-grafikon Szolnok mintavételi ponton az oldott oxigén változóra A). További PSD-ábrák jelentős adathiány esetében B), illetve az adathiányt övező időszakokban C) (Kovács et al., 2017).

### 4.3.3. Az éves periodicitásvizsgálat eredményei

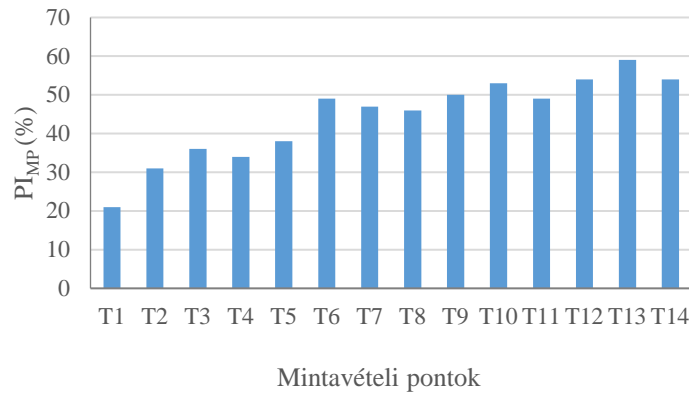
A változók éves periodicitása ( $PI_V$ ) jelentős eltéréseket mutatott egymással összehasonlítva és az egyes mintavételi pontokon is. Az összes paraméter esetében megfigyelhető az éves periódusok jelenlétének növekedése a folyásirányban haladva (6. táblázat). A legjelentősebb növekedés azoknál a paramétereknél figyelhető meg, amelyek a felső szakaszon szinte egyáltalán nem voltak periodikusak. Ilyen volt például a  $PO_4\text{-P}$  és a BOI-5: mindegyikre igaz, hogy a periodicitásuk több, mint 85%-kal nőtt. Ezzel szemben például a vízhozam esetében jóval kisebb, 46%-os növekedés figyelhető meg.



6. táblázat: Átlagos éves periodicitások paramétereinként és mintavételi pontonként a vizsgálati időtartam százalékában. Az utolsó sorban a változók átlagos éves periodicitása található teljes vizsgált folyószakasz alapján meghatározva. Az utolsó oszlop tartalmazza a mintavételi pontok átlagos éves periodicitását az összes vizsgált paraméter alapján (Kovács et al., 2017a).

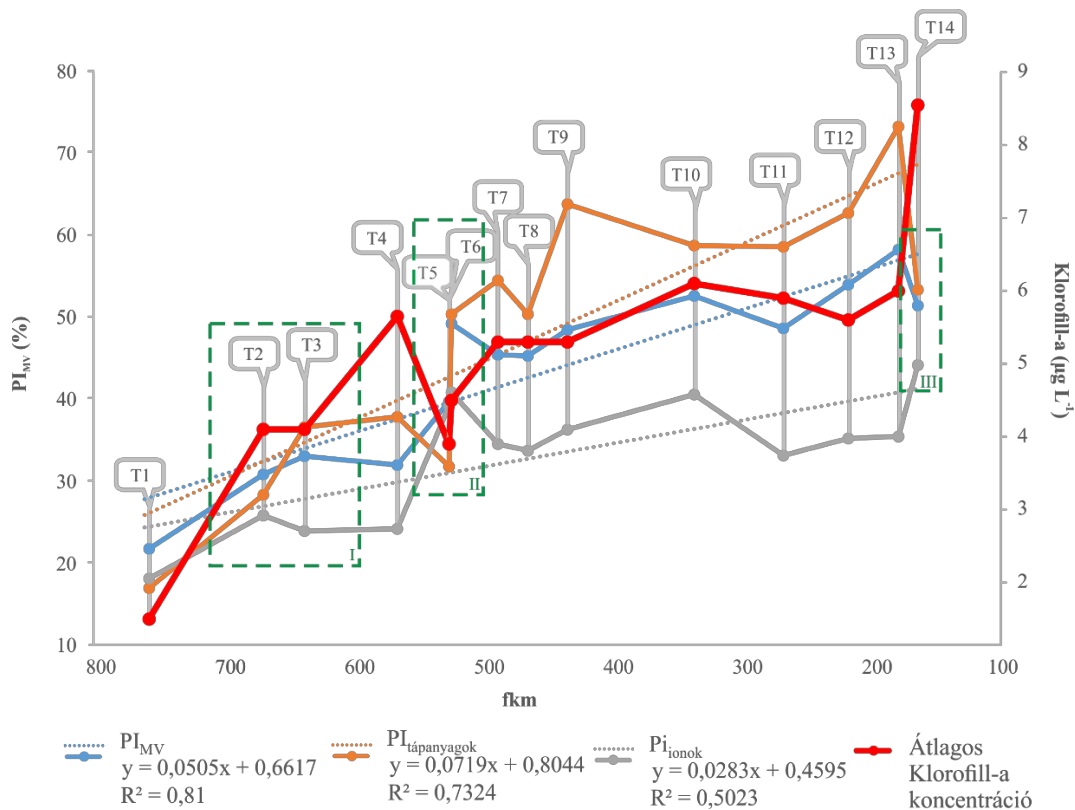
Kód	Vízhozam	OldO	BOI-5	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>-</sup> N	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> N	PO <sub>4</sub> -P	PI <sub>MP</sub>
T01	41%	70%	0%	43%	10%	13%	8%	12%	14%	29%	0%	0%	68%	0%	<b>22%</b>
T02	52%	54%	32%	21%	0%	46%	28%	29%	28%	32%	17%	13%	59%	26%	<b>31%</b>
T03	79%	40%	31%	36%	9%	38%	12%	32%	42%	0%	18%	31%	63%	36%	<b>33%</b>
T04	53%	31%	44%	28%	0%	51%	15%	34%	31%	12%	20%	39%	58%	36%	<b>32%</b>
T05	57%	100%	0%	17%	45%	55%	49%	41%	0%	57%	39%	0%	35%	48%	<b>40%</b>
T06	87%	99%	16%	46%	16%	48%	75%	54%	0%	50%	59%	3%	100%	39%	<b>49%</b>
T07	77%	100%	0%	19%	26%	26%	75%	37%	30%	30%	62%	17%	99%	39%	<b>46%</b>
T08	75%	100%	22%	20%	32%	15%	85%	29%	24%	32%	60%	12%	98%	30%	<b>45%</b>
T09	65%	100%	4%	23%	13%	42%	88%	40%	17%	32%	88%	19%	98%	50%	<b>49%</b>
T10	79%	100%	38%	14%	35%	44%	81%	43%	19%	46%	72%	22%	97%	43%	<b>53%</b>
T11	79%	100%	36%	28%	14%	28%	75%	30%	13%	45%	83%	12%	99%	40%	<b>49%</b>
T12	83%	100%	76%	55%	24%	20%	20%	58%	20%	50%	37%	32%	95%	86%	<b>54%</b>
T13	72%	100%	100%	29%	22%	37%	53%	51%	14%	46%	88%	22%	97%	82%	<b>58%</b>
T14	83%	100%	15%	50%	30%	59%	47%	72%	28%	24%	66%	33%	95%	19%	<b>52%</b>
<b>PI<sub>v</sub></b>	<b>70%</b>	<b>85%</b>	<b>30%</b>	<b>31%</b>	<b>20%</b>	<b>37%</b>	<b>51%</b>	<b>40%</b>	<b>20%</b>	<b>35%</b>	<b>51%</b>	<b>18%</b>	<b>83%</b>	<b>41%</b>	

A továbbiakban nem csak egy-egy kiválasztott paraméterre fogok fókuszálni, hanem a paraméterek összességére mintavételi pontonként (PI<sub>MP</sub>). A PI<sub>MP</sub> értékek rámutattak, hogy a mintavételi pontok összesített éves periodicitása nőtt a Tisza magyarországi szakaszán. A PI<sub>MP</sub> 36%-kal nőtt a vizsgálati területen, amely szinte folyamatos volt folyásirányban lefele haladva (22. ábra). Tiszabecs esetében a PI<sub>MP</sub> csupán 22% volt, míg a legnagyobb PI<sub>MP</sub> Tápé esetében volt megfigyelhető, 58%. Azonban a növekedés nem egyenletes, és bizonyos mintavételi pontok esetében csökkenés figyelhető meg. Például a Tiszalöki Vízerőmű térségében jelentősen megugrott (49%) az éves periodicitás, majd a duzzasztást elhagyva csökkent (46%), amely folytatódott a további mintavételi ponton (45%), csak Tiszafüreden folytatódott a PI<sub>MP</sub> növekvő tendenciája (49%). Ezután még Tiszaúgnál és Tiszaszigetnél volt figyelhető meg periodicitáscsökkenés (22. ábra).



22. ábra: A mintavételi pontok átlagos éves periodicitása (PI<sub>MP</sub>, Kovács et al., 2017)

Mivel a vizsgált folyószakasz egy lineáris rendszernek tekinthető (Kovács et al., 2015), a PI-k vizsgálhatóak a mintavételi pontok távolságának függvényében, ezért a PI értékeket és a mintavételi pontok fkm adatát felhasználva lineáris modelleket készítettem. A mintavételi pontok összesített éves periodicitását (PI<sub>MP</sub>), illetve a két legfontosabb paramétercsoport, a tápanyagok (PI<sub>tápanyagok</sub>) és az ionok (PI<sub>ionok</sub>) csoportjára vonatkozó PI-eket használtam a modellek létrehozásához. Az így elkészített lineáris modellek mindegyike szignifikáns eredményt adtak ( $p < 0,05$ ), a korrigált  $R^2$  értéke 0,5 és 0,8 között változott (23. ábra). A tápanyagváltozók csoportját jellemző PI<sub>CS</sub>-k növekedtek a leggyorsabban, míg az ionokat leíró PI<sub>CS</sub>-k a leglassabban.



23. ábra: Lineáris regressziós modellek a különböző periódusindexekre a fkm függvényében.

#### 4.3.4. Klorofill-a-becslés

Az éves periodicitás megléte, illetve hiánya kapcsolatban lehet a primerprodukciónak elsődleges proxijával a klorofill-a-koncentrációval (2.3.2. fejezet). E felvetés vizsgálata szerves részét képezte a doktori kutatásomnak, így az éves periodicitást leíró eredményeket a klorofill-a-koncentráció becslésére kívántam felhasználni. E becslést az éves periodicitás jelenlétét, illetve annak térbeli változásainak jellegzetességeit felhasználva valósítottam meg. Egy- és többváltozós regressziós modelleket hoztam létre a PI-ek segítségével, melyek a klorofill-a-koncentrációt becsülték a mintavételi pontokon. Hét lineáris modell (lm) eredményét mutatom be dolgozatomban (7. táblázat). A modellek validálásához az RMSE-t, a korrigált  $R^2$ , p-értéket, illetve a VIF-értékeket használtam.

A bemutatott modellek mindegyike szignifikáns volt az F-próbák eredményét figyelembe véve (p-érték < 0,05; 7. táblázat). A mért és a becsült klorofill-a-értékek korrelációs együtthatója minden esetben jelentős volt ( $r > 0,6$ ). A VIF-értékek alapján megállapítottam, hogy nem jelentkezik multikolinearitás egyik modellnél sem (VIF < 2,48). Az átlagos RMSE 1,048  $\mu\text{g L}^{-1}$ , míg a korrigált  $R^2$  0,446 volt. Mindezek alapján képes voltam a modelleket egyértelműen rangsorolni, amelyek közül a legjobb eredményt az lm6 és az lm7 adta. A korrigált  $R^2$  alapján az lm6 modell volt a hatékonyabb, azonban az eltérés az lm7-hez képest mindössze 0,041 volt. Az lm7 rendelkezett alacsonyabb RMSE-értékkel (a különbség 0,01  $\mu\text{g L}^{-1}$ ). Mind az lm6 és lm7 többváltozós lineáris regressziós modellek voltak.

7. táblázat: Lineáris regressziós modellek a klorofill-a becslésére.

Kód	Független változó(k)	$R^2$	p-érték	RMSE
lm1	PI <sub>vh</sub>	0,357	0,014	1,16
lm2	PI <sub>tápanyagok</sub>	0,460	0,005	1,06
lm3	PI <sub>ionok</sub>	0,411	0,008	1,11
lm4	PI <sub>vh, tápanyagok</sub>	0,447	0,015	1,03
lm5	PI <sub>vh, ionok</sub>	0,433	0,018	1,04
lm6	PI <sub>tápanyagok, ionok</sub>	0,504	0,008	0,98
lm7	PI <sub>vh, tápanyagok, ionok</sub>	0,463	0,026	0,97

## 5. KÖVETKEZTETÉSEK

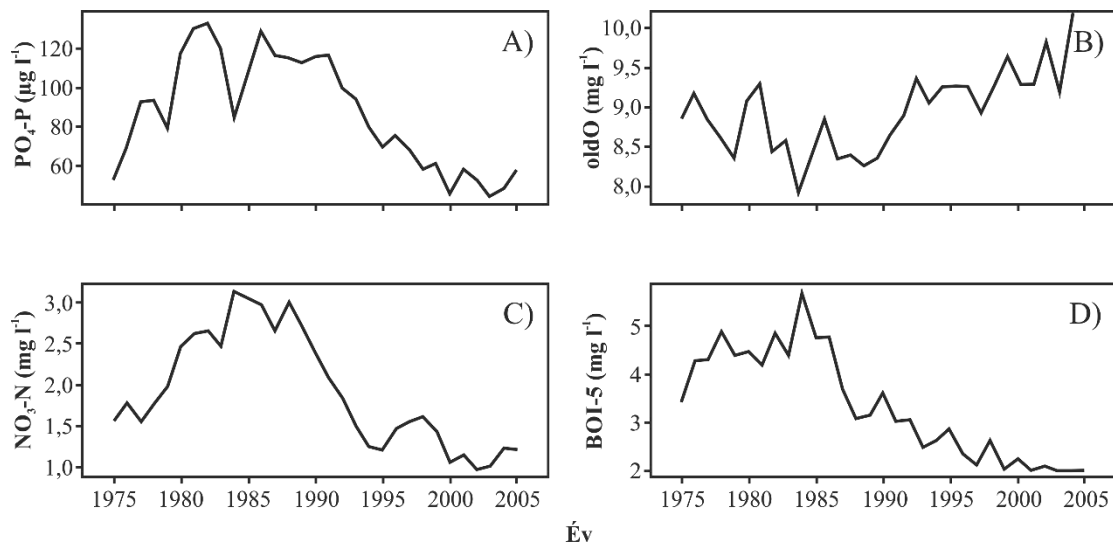
---

### 5.1. A vizsgált időszak különbségei

Az eredményeim rámutattak, hogy a rendelkezésre álló időintervallum (1975-2005) nem tekinthető homogén időszaknak. 1992 és 1993 határán két elkülönülő időszakot azonosítottam HCA segítségével. A szétválás oka, *hogy több vízminőségi paraméter koncentrációja jelentősen megváltozott az 1990-es évek elején*. A hozzáférhető foszfor- és nitrogénformák tekintetében 1975 és 2005 között jelentős változások zajlottak le. A PO<sub>4</sub>-P, a NO<sub>3</sub>-N és a BOI-5 koncentrációi jelentősen csökkentek, ezzel párhuzamosan az oldott oxigén koncentrációja növekedett (24. ábra). Mivel az ionok koncentrációit leginkább a vízgyűjtő terület geokémiai tulajdonságai határozzák meg, – melyek viszonylag stabilnak tekinthetők– e paraméterek jelentős változásai nem voltak várhatóak.

A kapott eredmények egybeesnek Mander és Forsberg (2000) megállapításaival, melyek rámutattak arra, hogy a felszíni vízfolyások állapotában komoly változások következnek be antropogén tevékenységek hatására. Kimutatták azt, hogy a '90-es éveket megelőzően a folyóvizek tápanyag-koncentrációja emberi hatásra emelkedett meg, leginkább a mezőgazdaság intenzív műtrágya-felhasználása következtében. Azonban az 1980-as 1990-es évek fordulóján bekövetkezett politikai és gazdasági változások nyomán a műtrágya-felhasználás jelentősen csökkent, amellyel együtt járt a folyók tápanyag koncentrációjának csökkenése (Hatvani et al., 2015). Megállapításaik különösen igazak a kelet-közép-európai vízfolyások esetében.

Magyarországon a rendszerváltás után a mezőgazdaság összeomlott. Az 1990-es éveket megelőzően a mezőgazdaság adta a magyar GDP 17%-át, amely később kevesebb, mint 4%-ra csökkent (Burgerné Gimes, 2014). A mezőgazdaság átalakulásával együtt járt a műtrágya-felhasználás csökkenése is, amely ráadásul jelentősen drágult az évszázad végén. Ezzel együtt tehát jelentősen csökkent a felszíni vizeink tápanyagterhelése is. Azonban míg a műtrágya-felhasználás rövid időn belül drasztikusan lecsökkent, a Tisza vízgyűjtő területének pufferhatása miatt a vízben mért koncentrációk csökkenése sokkal hosszabb, több évig tartó folyamat volt (Csathó et al., 2007; Hatvani et al., 2014b; 24. ábra). Mindezek tehát elősegítették felszíni vizek primer tápanyagtartalmának (pl. PO<sub>4</sub>-P) jelentős csökkenését a mezőgazdasági területek környezetében a XX. század végén (Grimvall et al., 2000).



24. ábra: Koncentrációváltozás a 80-as, 90-es évek határán.

A bemutatott két időszak azonban nem tekinthető homogénnek. Az egymást követő évek párojaira készített CCDA eredménye – az adott paraméterkörre vonatkozóan – rámutatott, hogy az egyes években olyan mértékű változások zajlottak, melyek hatására a Tiszában egy esetben sem ismétlődött meg egy adott év vízminőségi állapota a teljes vizsgált időintervallum során. Azaz e vízminőségi állapotok egyértelműen megkülönböztetik az egymást követő éveket, ezért azok nem sorolhatóak homogén csoportokba.

## 5.2. A hidrokémiai évszakok szétválása

Mivel Magyarország a kontinentális égövben található, meteorológiai megközelítésből négy évszakot különíthetünk el. Huschke (1959) a ‘The Glossary of Meteorology’ címmel megjelenő tanulmányában a következőképpen definiálja az évszakokat: „Az éven belüli legmelegebb periódust tekintjük nyárnak (kivéve néhány trópusi régiót), míg a leghidegebb időszakot egy éven belül télként azonosíthatjuk.” Trenberth (1983) szerint e két évszak között a tavasz és az őszi átmeneti időszakoknak tekinthetők és az évszakokat átlaghőmérsékletek alapján határozzuk meg.

A meteorológiai évszakok a kontinentális égövön egyenlő hosszúnak tekinthetők. Ezzel ellentétben az általam meghatározott hidrokémiai évszakok eltérő hosszúsággal rendelkeznek. A nyár és a tél egyaránt 4-4 hónapból, míg az átmeneti, tavaszi és őszi évszakok csupán csak 2-2 hónapból állnak (14. ábra). Ezt a megfigyelést támasztotta alá

az egyes évszakok különbségeit feltáró CCDA-vizsgálat eredménye. A hónapok közötti különbségek arányai magyarázzák azt a jelenséget, hogy az átmeneti évszakok 2-2 hónapra rövidülnek. Míg február és március között csupán 9% a különbség, addig március és április között már 20%, ezért március a téli évszakhoz csatlakozik. Hasonló jelenség figyelhető meg a nyár esetében is, ahol a szeptember hónap közelebb van augusztushoz, mint októberhez. December és január esetében is hasonló a kép, azaz kisebb a különbség közöttük, mint november és december között, csakúgy, mint június és július között is májushoz és júniushoz hasonlítva. Az évszakok eltérő hosszára Alpert et al., (2004) is rámutatott (keleti mediterrán térségben), meteorológiai adatok alapján, akik az e dolgozatban bemutatott felosztással egyező évszakokat azonosítottak. Mint ahogy azt Trenberth (1983) is felvette, szükséges lehet a jelenlegi évszak fogalmainkat felülvizsgálni. Mindemellett a Kárpát-medence három éghajlati régió határán helyezkedik el (óceáni, kontinentális, mediterrán; Pieczka, 2012), a hidrokémiai évszakok mintázata alapján azonban a mediterrán hatás erősödése valószínűsíthető. Valamint a hidrokémiai évszakok felhasználhatóak lennének a Kárpát-medence térségére megalkotott klímaszcenáriók (pl. Bartholy et al., 2014; Kis et al., 2017; Pieczka et al., 2016) frissítésére.

Megjegyzendő, továbbá hogy nem sikerült tisztán homogén csoportokat azonosítani az éven belül, így az egyes évszakok nem tekinthetők homogén időszakoknak. A csoportok további felosztása azonban nem indokolt, amennyiben a négy évszak azonosítása a cél. Megfigyelhető, hogy a különbségek az átmeneti évszakokat alkotó hónapok között a legjelentősebbek. A tavaszi és az őszi hónapok különbsége 23% és 22% volt, ezzel szemben télen és nyáron az átlagos különbségek a hónapok között csupán 6,7% és 7% volt (15. ábra). Mindezek jól mutatják, hogy a vízminőség változásai sokkal dinamikusabbak az átmeneti évszakokban. Közülük is tavasz a legváltozékonyabb évszak, ami a téli időszak végén a felgyorsuló biológiai aktivitással (Descy, 1987) és a szélsőséges vízjárással magyarázható. E szélsőséges vízjárás oka a tavaszi olvadással együtt járó zöldár, valamint az hogy a térségben a legtöbb csapadék tavasszal hullik (Péczeley, 1981).

Végül Wilks'  $\lambda$  statisztika segítségével meghatároztam, hogy mely változók játszanak jelentős szerepet az évszakokat jelentő csoportok kialakulásában (

8. táblázat). Azok a változók, amelyek szoros kapcsolatban állnak a víz hőmérséklettel és/vagy a szezonális hatásokkal, nagy változékonyságot mutathatnak

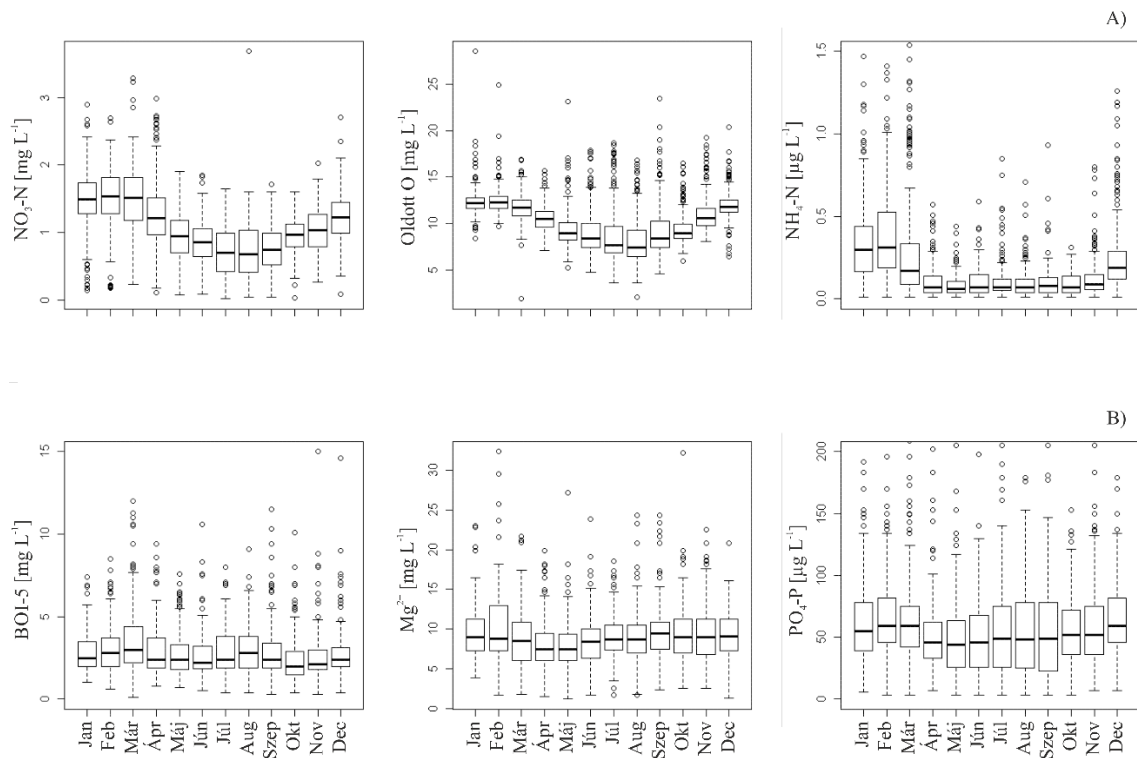
az éven belül, amelyek egyúttal a hónapok elkülönüléséért is felelősek, például a NO<sub>3</sub>-N, az oldott oxigén vagy a vízhozam (

8. táblázat; 25. ábra). E változók éven belüli menete periodikusságot sugall (például a medián alapján, 25. ábra); mindezek azt eredményezik, hogy komoly hatással bírnak a csoportok kialakulására, azaz az hidrokémiai évszakok létrejöttére. Azok a változók, melyek kevesebb befolyással vannak a csoportok kialakulására, sokkal kisebb variabilitást mutattak az év során (

8. táblázat; 25. ábra).

*8. táblázat: A változók Wilks'  $\lambda$  statisztikája. A kis koefficienssel rendelkező változók felelősek jelentősebb mértékben a csoportok kialakulásáért.*

<b>Változók</b>	<b>Wilks' <math>\lambda</math> statisztika</b>
NO <sub>3</sub> -N	0,640
Oldott O	0,667
Vízhozam	0,744
NH <sub>4</sub> -N	0,756
Na <sup>+</sup>	0,876
Cl <sup>-</sup>	0,882
K <sup>+</sup>	0,885
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,916
Ca <sup>2+</sup>	0,924
pH	0,927
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0,955
NO <sub>2</sub> -N	0,961
BOI-5	0,963
Mg <sup>2+</sup>	0,966
PO <sub>4</sub> -P	0,984



25. ábra: A Wilks'  $\lambda$  statisztika alapján kiválasztott paraméterek Box-and-whiskers plotjai. Jelentős csoportosító változók A), valamint a csoportok kialakulását kevésbé befolyásoló változók B) (Tanos et al., 2015)

### 5.3. A mintavételi pontok homogén csoportjai és a monitoringoptimalizáció lehetőségei

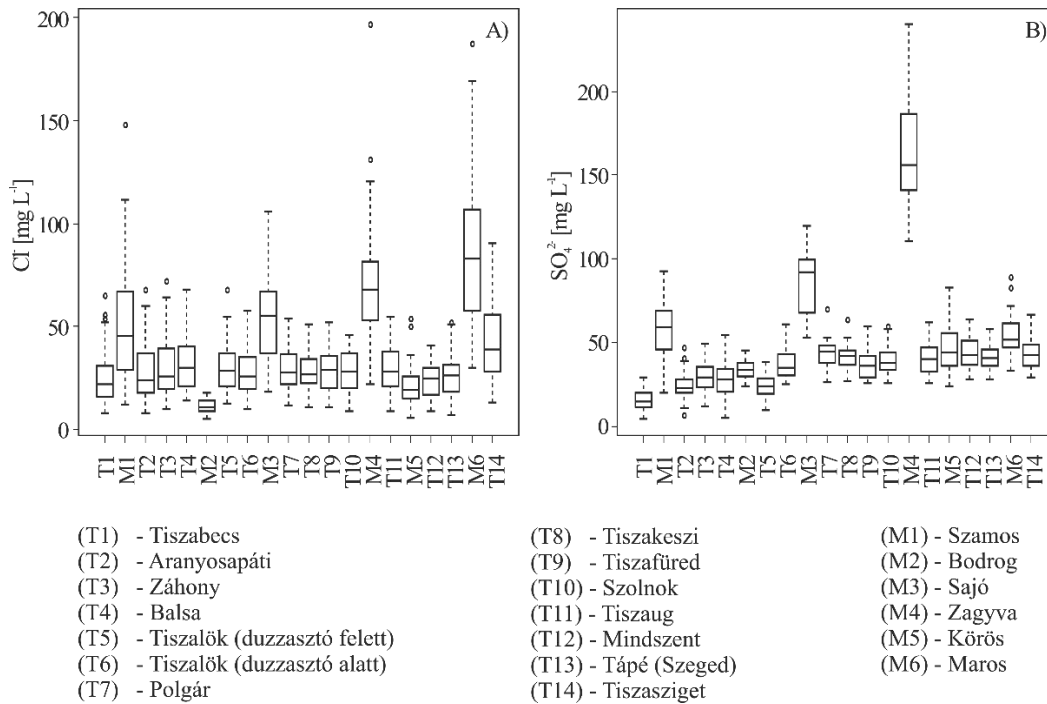
Míg az évszakok szétválasztása során a változók éven belüli fluktuációja játszott fontos szerepet, addig a térbeli mintázat kialakulásáért legfőképpen a nagyobb mellékfolyók és az antropogén hatások felelősek. Függetlenül az évszakoktól, a mellékfolyók minden esetben szeparáló tényezőként jelentkeztek. E megállapítás megegyezik Sharp (1971) és Sanders (1980) eredményeivel. A mellékfolyók hatása véleményem szerint két faktorból tevődik össze, (i) a vízgyűjtő terület természetes geológiai, geokémiai sajátosságaiból, illetve (ii) a folyó mentén jelentkező antropogén eredetű hatásoktól, melyek főleg foszfor- és nitrogénvegyületek koncentrációjában jelentkeznek, de nem ritka a nehézfémzennyezés sem. A mellékfolyók torkolata után komolyan megváltozhat a főfolyó vízminőségi állapota, ami lehet egyben koncentrációnövekedés és -csökkenés is. Ez a hatás elég ahhoz, hogy két mintavételi pont elváljon, és különböző csoportokba kerüljön; erre példaként Tápé és Tiszasziget említhetők, melyek a Maros hatására kerülnek külön csoportba (26. ábra).



Sharp (1971) és Sanders (1980) szerint a mellékfolyók mint pontforrások szabják meg a folyó szakaszait. Ezzel azonban jelen esetben nem magyarázható az összes csoport kialakulása. Bizonyos mintavételi pontok annak ellenére kerültek külön csoportba, hogy nem található közöttük mellékfolyó torkolata. Ez tehát arra enged következtetni, hogy további, feltehetőleg antropogén eredetű, szeparáló tényezőknek is szerepet kell játszaniuk a csoportosításban. Ebből következik, hogy a felszíni monitoringrendszerek optimalizálásakor különös tekintettel kell lenni az esetleges antropogén tényezőkre is (Do et al., 2011; Kentel és Alp, 2013; Moreira és Poole, 1993). Egy eklatáns példa a Tiszalöki Vízerőmű fölött és alatt található mintavételi pontok esete, melyek egyértelműen a duzzasztás hatására válnak külön. Azáltal, hogy a medermorfológia alapvetően megváltozik, lelassul az áramlás és változik a fényklíma is. A biológiai aktivitást reprezentáló paraméterek változásai jelentősek a két ponton, az oldott oxigén koncentrációja csökken, míg a biológiai oxigénigény és az ammónium-nitrogén pedig nő. Feltételezhetően csökkenthető a duzzasztómű hatása összehangolt vízgyűjtő-menedzsmenttel, például Zhang et al., (2011) a vízmennyiség és -minőség optimalizálására kidolgozott modelljének segítségével.

További szeparáló tényező lehet a Tisza-tó, amely pufferzónaként felfogja és stabilizálja a tápanyagterhelést, és ezzel elválasztja Tiszafüred mintavételi pontot az azt megelőző homogén csoportról (Polgár és Tiszakeszi homogén csoportot alkotnak), valamint Szolnoktól.

Végül a monitoringoptimalizáció során célszerű figyelembe venni az esetleges szezonális eltéréseket is, mert ezeket figyelembe véve eltérő homogén csoportok alakíthatók ki (18. ábra). Tehát annak érdekében, hogy a monitoringoptimalizáció során a lehető legkevesebb legyen az információvesztés, olyan csoportokat szükséges összevonni, melyek minden évszakban homogének voltak.



26. ábra: Box-and-whiskers plotok a térbeli szeparáló tényezők bemutatására.

A Tisza magyarországi szakaszának optimalizációjára azon csoportok esetében van lehetőség, melyek homogének. Ez esetben ugyanis a mintavételi pontok lényegében azonos folyóállapotot írnak le, s egymáshoz képest nem rendelkeznek többletinformációval. Ugyanakkor figyelembe kell venni, hogy az egyes évszakokban a homogén csoportok átrendeződtek (18. ábra), ezért amennyiben a mintavételi pontok megszüntetésével vagy áthelyezésével optimalizálni kívánjuk az aktuális monitoringrendszert, azon csoportokat lehet felhasználni, melyek az összes évszakban homogének voltak. Fontos megjegyezni, hogy a módszer ahhoz nem ad támpontot, hogy egy homogén csoporton belül melyik mintavételi pontot célszerű megszüntetni vagy áthelyezni.

#### 5.4. Következtetések az éves periódusok jelenlétére vonatkozó vizsgálatok alapján

A vízminőségi változók éves periodicitása érthető módon elvárható a vizsgált folyószakaszon, tekintettel arra, hogy a fő meteorológiai folyamatok komoly hatással vannak a folyó vízminőségére, mint azt a hidrokémiai évszakok bemutatása során láthattuk. A meteorológiai folyamatok azonban egyértelműen éves periodicitást mutatnak

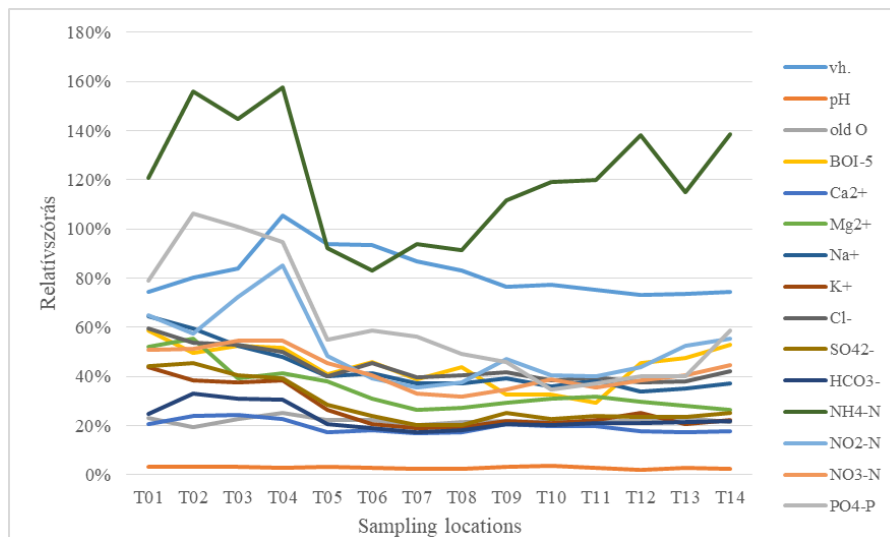
(Huschke, 1959; Trenberth, 1983). Jogos feltételezés, hogy a vízminőségi paraméterek változásaiban is jelen van az éves periodicitás.

Az eredmények azonban rámutattak arra, hogy a változók nem rendelkeznek éves periodicitással a teljes vizsgált időszakban. Ez az adott változótól és a mintavételi helytől jelentősen függ, mint ahogy a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer esetében is tapasztalta Kovács et al., (2010).

A havi átlagok alapján becsült éves periodicitás vizsgálata rámutatott arra, hogy bizonyos változók jelentősebb periodicitással rendelkeznek, például az oldott oxigén,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  és a  $\text{PO}_4\text{-P}$  koncentráció. Ezt a megállapítást a WSA eredménye is alátámasztotta, hiszen az első két leginkább periodikus paraméter az oldott oxigén és az  $\text{NO}_3\text{-N}$  (85 és 83%), míg az  $\text{NH}_4\text{-N}$  és a  $\text{PO}_4\text{-P}$  is a rangsor elején helyezkedik el (6. táblázat, PIV sor). Ezzel szemben például a  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  ionok és az  $\text{NO}_2\text{-N}$  paraméterek kevésbé periodikusak. Ezt a megállapítást ugyancsak megerősíti a WSA, ugyanis a leggyengébb éves periodicitást a nitrát-nitrogén és a  $\text{Mg}^{2+}$  ion (6. táblázat, PIV sor; 18 és 20%) mutatott.

#### **5.4.1. A Tiszán megfigyelhető periodicitás változásai**

A vizsgált folyószakasz felsőrészén magasabb variabilitás figyelhető meg, főleg a vízhozam, az oldott oxigén és a tápanyagokat leíró változók körében (27. ábra, 3. táblázat). Az alsó szakaszon azonban a variabilitás szinte az összes változó esetében csökken. Ezzel a jelenséggel párhuzamosan pedig a periodicitásuk is növekszik. Tehát ahogy haladunk lefelé, úgy válik a folyó egyre hasonlóbba a gyorsabb áramlású felső szakaszokhoz képest az állóvizek jellegzetességeihez (Reynolds, 1984; Stanković, et al., 2012).



27. ábra: A relatív szórás menetének vizsgálata a Tiszán

A mintavételi pontok összes éves periodicitása tehát a folyásiránnyal megegyezően nőtt. Azonban ez a növekvő tendencia nem volt egyenletes (23. ábra: I-III. keret), melyet egyaránt előidézhetnek i) antropogén és ii) természetes hatások is.

Ami az i) antropogén hatásokat illeti, példaként a Tiszalöki duzzasztómű alvízi mintavételi pontja emelhető ki, amelynél az éves periódusok jelenlétére vonatkozóan átmeneti periodicitáscsúcs figyelhető meg (22. ábra, 23. ábra: II. keret), melynek valószínűsíthető oka maga a duzzasztás. Ehhez hasonló eredményre jutott Kovács et al., (2010), amikor azt tapasztalták, hogy a Zala folyóban mért éves periodicitás jelentősen megnő Kis-Balatonban.

A duzzasztás érdekében jelentősen megváltoztatták a folyó medermorfológiáját. Ennek következtében csökken az áramlási sebesség, növekszik a hordaléklerakás, melynek hatására csökken a zavarosság és javul a fényklíma a folyóban. Mindezek mellett megnő a tartózkodási idő is (Zsuga és Szabó, 2005). A felsorolt változások következménye, hogy a duzzasztómű térségében kiugró Klorofill-a koncentrációt tapasztalhatunk (23. ábra, hasonló jelenséget azonosít Istvánovics et al., 2010 is).

Mindezek mellett a duzzasztás kedvezőbb feltételeket biztosítanak a változók magasabb periodicitásának kialakulásához. Tehát az éves periódusok jelenlétének szempontjából hasonló környezetet teremt, mint ha a folyó egy alsóbb szakaszán lennénk (Reynolds, 1984; Stanković, et al., 2012).

Ami (ii) a természetes hatásokat illeti, példaként a Szamos torkolata és annak környéke emelhető ki. A Tiszában komoly periodicitásnövekedést (+10%) okoz a

Szamossal történő összeáramlás (23. ábra: I. keret). A Szamosban ugyanis a torkolat előtt az összesített periodicitás eléri az 50%-ot (9. táblázat), ami majdnem 20%-kal magasabb érték, mint Tiszabecsnél. Ráadásul a Szamos vízhozama igen jelentős a Tiszához képest (~52%). A mellékfolyók azonban nem minden esetben növelik jelentősen a periodicitást, mint azt a Körösöknél is tapasztalhatjuk. A Hármas-Körösben a torkolat előtt a periodicitás 41% (9. táblázat), ami kevesebb, mint a Tiszaugnál tapasztalt 49%, emellett átlagos vízhozama csupán a főfolyó átlagos vízhozamának 23%-a. Végül a Maros példája mutatja, hogy a mellékfolyók nemcsak növelhetik, de csökkenthetik is a főfolyóban a periodicitást. A Maros periodicitása a torkolat előtt 40%, amely jóval kevesebb a Tápénál tapasztalt 59%-hoz képest. Ennek oka, hogy a Maros tulajdonságai jelentősen eltérnek a főfolyótól, hiszen mind a hordalékuk összetételében, mind áramlási sebességükben nagyban különböznek. A Tisza medrének lejtése Szeged előtt  $4 \text{ cm km}^{-1}$  körüli, míg a Maros Makótól mért lejtése körülbelül  $24 \text{ cm km}^{-1}$ , ezek a körülmények kevésbé kedveznek a Marosban a folyamatok éves periodikus viselkedése kialakulásának. Megjegyzendő továbbá, hogy a Maros átlagos vízhozama megközelíti a Tisza Szegednél mért vízhozamának egyharmadát, mindez pedig elősegíti, hogy a Tiszában a torkolat után lecsökkenjen a periodicitás 58%-ról 52%-ra Tápé és Tiszasziget között (23. ábra: III. keret).

9. táblázat: A vizsgált mintavételi pontok összesített átlagos periodicitása ( $PI_{MP}$ )

A folyó neve	MP kód	MP név	$PI_{MP}$ (%)
Tisza	T01	Tiszabecs	22
Tisza	T02	Aranyosapáti	31
Tisza	T03	Záhony	33
Tisza	T04	Balsa	32
Tisza	T05	Tiszalök (duzzasztó felett)	40
Tisza	T06	Tiszalök (duzzasztó alatt)	49
Tisza	T07	Polgár	46
Tisza	T08	Tiszakeszi	45
Tisza	T09	Tiszafüred	49
Tisza	T10	Szolnok	53
Tisza	T11	Tiszaug	49
Tisza	T12	Mindszent	54
Tisza	T13	Tápé	58
Tisza	T14	Tiszasziget	52
Hármas-Körös	Körös	Magyartés	41
Maros	Maros	Makó	40
Szamos	Szamos	Tunyogmatolcs	50

#### 5.4.2. A klorofill-a-koncentráció becslése a periódusindexek felhasználásával

Az éves periódus jelenléte mint természetes tulajdonság – mely a különböző valószínűségi változókon keresztül jelenik meg – a folyóban hatással lehet a fitoplankton-biomassza fejlődésére. A folyón lefelé haladva tehát a vízminőség is „idomul” az alsószakasz-jelleghez, ami egyértelműen kedvez az éves periódus jelenlétének erősödéséhez, emellett a klorofill-a-koncentráció emelkedéséhez. Ugyanis a fényklíma a hordaléklerakás erősödésével javul, ami elősegíti a fitoplankton-populáció növekedését, tekintettel arra, hogy a folyóvizekben a primer produkció általában a fény által limitált (Padisák, 2005). Emellett az áramlási sebesség csökkenése és a vele együtt járó turbiditáscsökkenés és a tartózkodási idő növekedése is kedvező hatással van a fitoplankton szaporodására. Ezek a folyó menti természetes változások tükrözik azt a folyamatot, amely során a felső szakaszon jellemző bentikus *Pennales kovaalgák által dominált közösség* átvált az alsó szakaszra érve az ott jellemző meroplanktonikus zöldalgák és centrikus kovaalgák által dominált közösségre (Abonyi et al., 2012; Bolgovics et al., 2015, 2017; Duleba et al., 2014).

Habár a fent tárgyalt folyó menti változások egyértelműek, szabálytalanságok zavarják az általános képet. E szabálytalanságok következtében csökkenések figyelhetőek meg a klorofill-a-koncentrációban (pl. a tiszalöki duzzasztó térségében). Ezért logikus lépés volt megvizsgálni, hogy milyen erős kapcsolat van a klorofill-a-koncentráció és az éves periodikus viselkedés között. Ezért lineáris regresszióval is megvizsgálhattam, különböző változókra és változócsoportokra koncentrálva. Ez szolgáltatta az alapját a klorofill-a-becslésnek. A legjobb becslést az lm6 és lm7 modellek adták, melyek egyaránt többváltozós modellek voltak és tartalmazták a tápanyagok és az ionok összesített periodicitását (PI<sub>CS</sub>), valamint az lm7 ezek mellett a vízhozamot is.

A bemutatott eredmények azt a feltevést bizonyítják, miszerint a változók éves periódusa, illetve a mögöttük levő folyamatok éves periodicitása szignifikáns és mérhető kapcsolatban van az elsődleges produkcióval. E megállapítást tovább vizsgáltuk szerzőtársaimmal és megállapítottuk, hogy nemcsak a dolgozatban vizsgált Tisza folyórendszer estében, hanem a Duna magyarországi szakaszán is fennáll az éves periodicitás és a primerprodukció kapcsolata (Hatvani et al., 2017). Ezt a periodicitást természetes és antropogén hatások egyaránt csökkenthetik vagy növelhetik, és ezzel együtt az elsődleges produkciót is. Mindez természetesen érintheti a táplálékláncon keresztül teljes folyó menti ökoszisztémát (Ou és Winemiller, 2016; Roach és

Winemiller, 2015). Az éves periódusok jelenlétét az egyre gyakoribb klimatikus extrémumok megzavarhatják, csökkenthetik a fitoplankton-biomassza mennyiségét a folyóban. Extrém áradások – egy taiwani tanulmány szerint – megváltoztatják az algapopulációk növekedését vagy az áramlással szembeni ellenálló képességüket (Chiu et al., 2016), valamint csökkenthetik az alga-biomassza mennyiségét is (Duleba et al., 2014).

## 6. ÖSSZEFOGLALÁS

---

Doktori munkám során a Tisza magyarországi vízgyűjtőjén működő monitoringhálózat vízminőségi adatait vizsgáltam egy- és többváltozós adatelemző módszerekkel, valamint idősoros eljárások felhasználásával, hogy egy eddigieknél összetettebb és hatékonyabb megközelítésben tárhassam fel a folyórendszer klimatikus kapcsolatait, illetve térbeli struktúráit.

A három évtizedet lefedő (1975-2005) és számos paramétert tartalmazó adathalmazban milliós nagyságrendű mért adat állt rendelkezésemre a Tisza magyarországi vízgyűjtőjéről, összesen 14 mintavételi pontról a Tiszán és további 6 mintavételi pont a fontosabb mellékfolyókról. Az adathalmazból összesen 17 vízminőségi változó felelt meg a kutatás és a választott matematikai módszerek követelményinek.

Először az évek csoportosítását végeztem el HCA segítségével. Az évek csoportosítása rámutatott, hogy 1975 és 2005 között az évek két csoportra oszthatók, melyek határa 1992 és 1993 között volt. Az így kapott két csoport homogenitását CCDA-módszerrel megvizsgáltam, melynek eredménye szerint 1975 és 2005 között nem lehetett az éveket homogén csoportokba sorolni, így a *bemutatott két időszak nem tekinthető homogénnek*. A CCDA eredménye továbbá rámutatott, hogy az egyes években olyan mértékű változások zajlanak, melyek hatására *a vizsgált időintervallumban a Tiszán egy esetben sem ismétlődött meg egy adott év vízminőségi állapota*.

Az évek csoportosítása után az éven belüli hasonlóságokat vizsgáltam meg HCA-módszerrel, így az egyes hónapokat csoportosítottam. A kontinentális égövön jelenlévő négy évszak analógiájára négy csoportot különítettem el, melyeket *hidrokémiai évszakoknak* neveztünk el. Az így azonosított hidrokémiai évszakok is egy hideg és egy meleg időszakról tanúskodik az éven belül, melyeket pedig két átmeneti évszak választ el. A meteorológiai évszakokkal ellentétben azonban *ezen évszakok nem egyenletesen oszlanak el az éven belül: a nyár és a tél 4-4 hónapból áll, míg a tavasz és az ősz csupán 2-2 hónapból*. CCDA-módszerrel megállapítottuk, hogy *a hidrokémiai évszakok sem tekinthetőek homogén időszakoknak*: ez a felosztás ugyan optimális csoportosítások eredményeként jött létre, de ebből nem következik, hogy a hidrokémiai évszakok homogén csoportok lennének. A csoportok további felosztása azonban nem indokolt, amennyiben négy évszak azonosítása a cél. A CCDA-vizsgálat rámutatott, arra, hogy az átmeneti évszakokat alkotó hónapok között a legjelentősebbek különbségek, míg télen és



nyáron az átlagos különbségek a hónapok között kisebbek. *Tehát időben nem volt lehetséges homogén csoportokat meghatározni sem az évek között, sem az éven belül.*

Az időbeli csoportosítás után az adatok térbeli csoportosítását végeztem el, amelynek gyakorlati célja a Tisza monitoringhálózatának optimalizálása volt. Ezen optimalizáláshoz felhasználtam az évek csoportosítását és a hidrokémiai évszakok eredményét is. CCDA segítségével a mintavételi pontok homogén csoportjait kerestem. A vizsgálat során első lépésben meghatároztam egy átfogó képet a monitoringrendszer optimalizálásához, amely során nem bontottam külön évszakokra az évet, hanem egyben vizsgáltam az adatokat. A vizsgálat eredménye három homogén csoportban kínálta az optimalizálás lehetőségét. Továbbiakban az egyes hidrokémiai évszakokban is meghatároztam a mintavételi pontok homogén csoportjait, amelyek bizonyos esetekben eltértek az átfogó képtől. Ezért azon mintavételi pontok körében célszerű az optimalizálásról dönteni, melyek minden évszakban léteznek. Így a vizsgált 14 mintavételi pontból *legalább 11-et szükséges megtartani, hogy elkerüljük az optimalizáció során az információvesztést.*

Az időbeli és térbeli csoportosítás után periodicitásvizsgálatot végeztem waveletspektrum-becsléssel. A mérsékelt égövi folyórendszerek természetes tulajdonsága, hogy éves periodicitást mutatnak, mivel a fluktuációt jelentősen befolyásoló tényezők (csapadék, párolgás) az évszakosság következtében szintén éves periodicitást mutatnak. Ez az éves periodicitás a vízminőségi változók periodikus viselkedésében nyilvánul meg. A feltételezett éves periódus a Tiszán azonban sok esetben hiányzott. Az összesen 196 PSD eredményének kiértékelésére periódusindexeket hoztam létre, melyek segítségével megragadhatóvá vált az átlagos éves periodicitás mind a változók, mind azok egyes csoportjai (pl. tápanyagok), mind pedig az egyes mintavételi pontok szintjén. Az eredmények alapján általánosságban megfogalmazható, hogy *az éves periodicitás mértéke a folyón lefelé haladva növekszik*, mert ahogy haladunk az alsóbb szakaszjelleg felé, úgy válnak egyre kedvezőbbé a feltételek az éves periodicitás kialakulásához.

A WSA eredményét végül felhasználtam a klorofill-a-koncentráció becslésére, mert a Tisza vízminőségi változóinak éves periódusai, illetve a mögöttük levő folyamatok éves periodicitása szignifikáns és mérhető hatással volt a primer produkcóra. Tehát *az általános vízminőségi paraméterek periodikus viselkedése összekapcsolható a fitoplankton-dinamika alakulásával.* A becsléshez felhasználtam a különböző periódusindexeket. Az eredmény rámutatott, hogy a legjobb becslést akkor kapjuk, ha a

tápanyagok és az ionok csoportját jellemző periódusindexeket egyszerre használjuk a MLR során.

Úgy vélem, hogy bemutatott kutatási eredményeim hatékony eszközöket adnak a vízminőség védelmével foglalkozó szakemberek kezébe, emellett segítik a vízminőség aktuális állapotának meghatározását, de nem utolsó sorban lehetőséget kínálnak a Tisza monitoringrendszerének optimálisabb, egyúttal költséghatékonyabb működtetésére is.

## KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

---

Szeretném mindenekelőtt köszönetemet kifejezni témavezetőimnek, Prof. Anda Angélának és Dr. habil. Kovács Józsefnek, akik szakmai munkámat irányították, s tanácsaikkal, ötleteikkel, biztatásukkal alapvetően segítették a dolgozatom elkészítését. Külön köszönöm a doktori évek során tanúsított kitartó és önzetlen segítőkészségüket és emberi támogatásukat. Köszönöm Dr. Várbíró Gábornak a konzultációk során nyújtott szakmai tanácsait, ötleteit, amelyekkel jelentősen hozzájárult a munkám sikeréhez. Köszönöm továbbá Prof. Alfred Paul Blaschkének, Prof. Molnár Sándornak és Szalai Józsefnek, hasznos szakmai tanácsaikat.

Hálás vagyok közvetlen kollegáimnak és barátaimnak, Garamhegyi Tamásnak, Dr. Hatvani Istvánnak, Havril Tímeának, Kovács Soltnak, Magyar Norbertnek és Trásy Balázsnak hasznos ötleteikért, szakmai és emberi támogatásukért. Külön köszönöm Dr. Hatvani Istvánnak a dolgozat véleményezését, illetve Garamhegyi Tamásnak a dolgozat ábráinak elkészítésében nyújtott segítségét.

Köszönöm mind a Pannon Egyetem, Meteorológia és Vízgazdálkodás Tanszékének és az ELTE, Általános és Alkalmazott Tanszékének minden dolgozójának, hogy befogadtak és támogattak munkám során.

Hálával tartozom Tanos Mártonnak a dolgozat nyelvi lektorálásáért, valamint Kun Gergelynek és Paul Thatchernek az idegen nyelvű részek fordítása során nyújtott segítségükért.

Végül és legfőképpen hálával tartozom feleségemnek, Deicsics Alexadrának, aki mindig megértő szeretettel és szűnni nem akaró türelemmel támogatott a munkám során. Hálás vagyok szüleimnek, akik lehetővé tették és mindvégig támogatták a tanulmányaimat.

A munkám során az alábbi anyagi forrásokra támaszkodhattam:

- PhD ösztöndíj, 2012-2015
- Ernst Mach ösztöndíj, Osztrák-Magyar Tudományos és Oktatási Akcióprogram Alapítvány, 2014
- Campus Mundi rövid tanulmányút pályázat, 2017

## ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

---

- 1)
  - a. A vizsgált időintervallum, az 1975-2005 közötti időszak nem tekinthető egységes időszaknak. 1992 és 1993 határán két elkülönülő időszakot azonosítottam hierarchikus klaszteranalízis segítségével. A szétválást az okozza, hogy több vízminőségi paraméter koncentrációja jelentősen megváltozott az 1990-es évek elején. A PO<sub>4</sub>-P, a NO<sub>3</sub>-N és a BOI-5 koncentrációi jelentősen csökkentek, ezzel párhuzamosan az oldott oxigén koncentrációja növekedett. Az 1980-as, 1990-es évek fordulóján bekövetkezett politikai és gazdasági változások nyomán a műtrágya-felhasználás jelentősen csökkent, amellyel együtt járt a folyók tápanyag-koncentrációjának csökkenése.
  - b. Az 1975-1992 és 1993-2005 közti időintervallumok nem homogén időszakok. A két időintervallumon belül minden egymást követő év között jelentős különbségeket lehetett meghatározni: az átlagos különbség 9,8% volt. Továbbá minden évet összehasonlítva minden évvel, megállapítható, hogy a Tisza vízminőségi állapotában jelentős változások mentek végbe az évek során, azaz a teljes vizsgált időintervallumon belül egy adott vízminőségi állapot nem ismétlődött meg egyetlen alkalommal sem.
- 2) Annak ellenére, hogy a meteorológiai évszakok a kontinentális égövön egyenlő hosszúnak tekinthetők, az általam meghatározott hidrokémiai évszakok eltérő hosszúsággal rendelkeznek. A nyár és a tél egyaránt 4-4 hónapból, míg az átmeneti, tavaszi és őszi évszakok csupán csak 2-2 hónapból álltak. Az egyes évszakok sem tekinthetőek azonban homogén időszakoknak az éven belül. Az átmeneti évszakokat alkotó hónapok között a legjelentősebbek a különbségek. A tavaszi és az őszi hónapok különbsége 23% és 22% volt, ezzel szemben télen és nyáron az átlagos különbségek a hónapok között csupán 6,7% és 7% volt. Mindezek jól mutatják, hogy a vízminőség változásai sokkal dinamikusabbak az átmeneti évszakokban, de közülük is tavasz a legváltozékonyabb évszak, ami a téli időszak végén a felgyorsuló biológiai aktivitással és a változékonyabb vízjárással magyarázható.

- 3)
- a. A Tisza monitoringrendszerének térbeli optimalizációja során kapott, egész évre vonatkozó eredmény rámutatott, arra, hogy a vizsgált 14 mintavételi pont körében összesen három homogén csoportot lehet kialakítani, melyek mind két-két mintavételi pontot tartalmaztak. Az optimalizálás során azonban figyelembe kell venni, hogy az egyes évszakokban a homogén csoportok átrendeződnek. Ezért azon homogén csoportok körében célszerű az optimalizációról döntést hozni, melyek minden évszakban léteztek. Így a vizsgált 14 mintavételi pontból legalább 11-et szükséges megtartani.
  - b. A felszíni monitoringrendszerek optimalizálásakor a mellékfolyók hatása mellett különös tekintettel kell lenni az esetleges antropogén tényezőkre is. A Tiszalöki Vízerőmű fölött és alatt található mintavételi pontok egyértelműen a duzzasztás hatására válnak külön, azáltal, hogy a medermorfológia alapvetően megváltozik, lelassul az áramlás, változik a fényklíma. További szeparáló tényező lehet a Tiszató, amely pufferzónaként felfogja és stabilizálja a tápanyagterhelést, és ezzel elválasztja Tiszafüred mintavételi pontot az azt megelőző homogén csoporttól (Polgár és Tiszakeszi) és Szolnok mintavételi ponttól.
- 4) A mérsékelt égövi folyórendszerek mért paramétereinek természetes tulajdonsága, hogy éves periodikus viselkedést mutatnak. Azonban ez a periodicitás gyakran elmarad. Az egyes mintavételi pontokat jellemző átlagos éves periodikus viselkedés a Tisza magyarországi szakaszán, a torkolat felé haladva 36%-kal nőtt. Ahogy alsóbb szakasz-jelleget vesz fel a folyó, vagyis lassul az áramlási sebesség, csökken a turbiditás, illetve a tartózkodási idő is megnő, kedvező hatással van változó éves periodikus viselkedésének kialakulására.
- 5) A Tisza vízminőségi változóinak éves periódusai, illetve a mögöttük levő folyamatok éves periodicitása szignifikáns kapcsolatban áll az elsődleges produkcióval. Az általános vízminőségi paraméterek periodikus viselkedése összekapcsolható a fitoplankton-dinamika alakulásával. Ekképpen a különböző periódusindexeket felhasználva becsülhető a klorofill-a-tartalom. Az ennek megállapítására felállított modellek  $\alpha=0,05$  szignifikanciaszinten szignifikánsnak bizonyultak. A klorofill-a-beclséshez egyaránt szükséges az ionok és a tápanyagok összesített periodikus viselkedésének figyelembe vétele.

## THESES

---

- 1)
  - a. The time period assessed (1975-2005) cannot be considered as homogeneous; two sections have been identified (border 1992/'93) using hierarchical cluster analysis. The reason for this is the socio-economic changes which caused the decrease in organic and inorganic loads of the river by 1992.
  - b. Based on the results of CCDA, consecutive years showed an average difference of 9.8%, making the groups not homogeneous in terms of water quality, just similar. This suggest that a given state of water quality did not repeat itself within the assessed time period.
- 2) Hydrochemical seasons were determined by grouping the monthly water quality data using CCDA. These, though resembling the four meteorological seasons (winter-spring-summer-fall), are not, however, of equal length, but of 4-2-4-2 months, respectively. It should be noted that even though the previously determined seasons consist of similarly behaving months, these seasons cannot be considered as homogeneous. The difference between the months within the seasons was 23%, 22%, avg. 6.7% and avg. 7% for spring, fall, winter and summer, respectively. Moreover, the biggest differences between consecutive months was seen between spring months, this presumably being caused by the accelerated biological activity and highly variable water levels in the end of winter.
- 3)
  - a. With the spatial optimization of the monitoring network of the River Tisza I pointed out that of the 14 sites, only 11 are necessary, since three homogeneous groups of sites can be determined, indicating redundancy. This pattern remains even true if the hydrochemical seasons are considered. This pattern was also mainly true if the hydrochemical seasons are considered. Thus, those groups should be kept which were homogeneous groups in each hydrochemical season.
  - b. In the optimization of surface water monitoring systems, besides taking into account the tributaries, anthropogenic effects have to be considered as well. The sampling locations up- and downstream of the Tisza Water Barrage System are clearly separated because of the changes in riverbed morphology and light

conditions and smaller water velocity. In addition, Lake Tisza on the River acts as a buffer zone for nutrient loads, separating the homogeneous group of sampling sites upstream of the lake from the one on the lake and the one downstream of it.

- 4) Assessing the periodic behavior of the water quality parameters of the River Tisza, it was found that heading downstream, the River takes on the characteristics of a lower section type river, its periodic behavior increases by 36% and so does its chlorophyll-a content. This clearly indicated that primer production and the presence/absence of annual periodicity in the time series of the water quality variables have a significant and quantifiable relationship.
- 5) On the foundations of the relationship between the downstream increasing annual periodic behavior of the water quality variables and the similarly increasing chlorophyll-a content, linear regression models were formed. The models most accurately estimating the chlorophyll-a content ( $r > 0.6$ ;  $\alpha = 0.05$ ) contained the periodic behavior of the time series of the ions and the nutrients.

## AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉBEN MEGJELENT TUDOMÁNYOS KÖZLEMÉNYEK

---

### Angol nyelvű lektorált cikkek

Kovács J., Tanos P., Várbíró G., Anda A., Molnár S., Hatvani I.G.

The role of annual periodic behavior of water quality parameters in primary production  
- chlorophyll-a estimation -

*ECOLOGICAL INDICATORS* 78C: pp. 311-321. (2017)

Impact Factor 2016: 3,898; SJR 2016: Q1

Tanos P., Kovács J., Kovács S., Anda A., Hatvani I.G.

Optimization of the monitoring network on the River Tisza (Central Europe, Hungary)  
using combined cluster and discriminant analysis, taking seasonality into account

*ENVIRONMENTAL MONITORING AND ASSESSMENT* 187:(9), Paper 575. 14  
p. (2015)

Impact Factor 2015: 1,633; SJR 2015: Q2

Kovács J., Kovács S., Magyar N., Tanos P., Hatvani I.G., Anda A.

Classification into homogeneous groups using combined cluster and discriminant  
analysis

*ENVIRONMENTAL MODELLING & SOFTWARE* 57: pp. 52-59. (2014)

Impact Factor (2014): 4,420; SJR 2014: D1

### Angol nyelvű lektorált konferencia közlemények

Hatvani I.G., Tanos P., Kovács J., Várbíró G., Anda A.

Estimation of chlorophyll-a in rivers, with the example of the Rivers Danube and Tisza  
In: Hatvani IG, Tanos P, Cvetkovic M, Fedor F (szerk.) Proceedings Book of the 20th  
Congress of Hungarian Geomathematicians and 9th Congress of Croatian and  
Hungarian Geomathematicians "Geomathematics in multidisciplinary science - The  
new frontier?".

Konferencia helye, ideje: Pécs, Magyarország, 2017.05.11-2017.05.13. Pécs: Pécs  
Regional Committee of the Hungarian Academy of Science, 2017. pp. 106-113.

(ISBN:978-963-8221-65-0)



Tanos P., Hatvani I.G., Kovács S., Anda A., Kovács J.

Seasonal behavior in the water quality of the River Tisza around the turn of the 21st century

In: Marcel Mindrescu (szerk.). Late Pleistocene and Holocene Climatic Variability in the Carpathian-Balkan Region Konferencia helye, ideje: Kolozsvár, Románia, 2014.11.06-2014.11.09. (Department of Geography, Stefan cel Mare University of Suceava)

Suceava: Stefan cel Mare University Press, pp. 163-167.

### **Angol nyelvű poszterek, tudományos előadások**

Tanos P., Kovács J., Anda A., Várbíró G., Molnár S., Hatvani I.G.

Periodicity Analysis of Long-Term Water quality Data Series of the Hungarian Section of the River Tisza Using Morlet Wavelet Spectrum Estimation

Konferencia helye, ideje: Dubai, Egyesült Arab Emírségek, 2017.05.19-2017.05.20.

Dubai:2017. 175 p. International Journal of Marine and Atmospheric Sciences 5, 4.

Magyar N., Kovács J., Kovács S., Tanos P., Hatvani I.G., Anda A., Molnár S.

Increasing cost-efficiency of water quality monitoring systems sampling strategy

In: Magó László, Kurják Zoltán (szerk.) "Synergy engineering, agriculture and green industry innovation": abstracts of the IV. International Conference of CIGR Hungarian National Committee and the Szent István University Faculty of Mechanical Engineering and the XXXVII R&D Conference of Hungarian Academy of Sciences Committee of Agricultural and Biosystems Engineering: Gödöllő, 12-15. October 2015. 103 p.

Konferencia helye, ideje: Gödöllő, Magyarország, 2015.10.12-2015.10.15. Gödöllő: Szent István University Faculty of Mechanical Engineering, 2015. p. 29. 1 p. (ISBN:978-963-269-505-1)

Tanos P., Hatvani I.G., Kovács S., Anda A., Kovács J.

Seasonal behavior in the water quality of the River Tisza

In: Magó László, Kurják Zoltán (szerk.) "Synergy engineering, agriculture and green industry innovation": abstracts of the IV. International Conference of CIGR Hungarian National Committee and the Szent István University Faculty of Mechanical Engineering and the XXXVII R&D Conference of Hungarian Academy of Sciences

Committee of Agricultural and Biosystems Engineering: Gödöllő, 12-15. October 2015. 103 p.

Konferencia helye, ideje: Gödöllő, Magyarország, 2015.10.12-2015.10.15. Gödöllő: Szent István University Faculty of Mechanical Engineering, 2015. p. 69. 1 p. (ISBN:978-963-269-505-1)

### **Publikált szoftver**

Elkészült és publikálásra került CCDA módszer implementációja R-ben egy „ccda” package formájában, amely megjelent a R Software hivatalos internetes felületén a „The Comprehensive R Archive Network” (<https://cran.r-project.org/>).

Kovács S., Kovács J., Tanos P.

Combined Cluster and Discriminant Analysis: Package ‘ccda’ in R. pp. 1-6. (2014)

<http://cran.r-project.org/web/packages/ccda/> (elérés ideje: 2017.06.08)

## HIVATKOZÁSOK

---

- Abonyi, A., Leitão, M., Lançon, A.M., Padisák, J., 2012. Phytoplankton functional groups as indicators of human impacts along the River Loire (France). *Hydrobiologia*, 698(1), 233–249. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-012-1130-0>
- Afifi, A., Clark, V.A., May, S., Raton, B. 2004. *Computer-Aided Multivariate Analysis* (4th ed.). CRC Press, USA, 489 p.
- Alberto, W.D., del Pilar, D.M., Valeria, A.M., Fabiana, P.S., Cecilia, H.A., de los Ángeles, B.M., 2001. Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality. A case study: Suquía river basin (Córdoba–Argentina). *Water Research*, 35(12), 2881–2894. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00592-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00592-3)
- Alpert, P., Osetinsky, I., Ziv, B., Shafir, H., 2004. A new seasons definition based on classified daily synoptic systems: an example for the eastern Mediterranean. *International Journal of Climatology*, 24, 1013–1021. <http://dx.doi.org/10.1002/joc.1037>
- Anderberg, M.R., 1973. *Cluster analysis for applications*, DTIC Document.
- Aus der Beek, T., Voß, F., Flörke, M., 2011. Modelling the impact of Global Change on the hydrological system of the Aral Sea basin. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 36(13), 684–695. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pce.2011.03.004>
- A Vásárhelyi-Terv Továbbfejlesztése. Konceptió-terv. Közlekedési és Vízügyi Minisztérium, Budapest, 2002
- Bánfi, R., Pohner, Zs., Kovács, J., Luzics, Sz., Nagy, A., Dudás, M., Tanos, P., Márialigeti, K., Vajna, B., 2015. Characterisation of the large-scale production process of oyster mushroom (*Pleurotus ostreatus*) with the analysis of succession and spatial heterogeneity of lignocellulolytic enzyme activities. *Fungal Biology*, 119(12), 1354–1363.
- Bartholy, J., Pongrácz, R., Pieczka, I., 2012. How the climate will change in this century? *Hungarian Geographical Bulletin*, 63(1), 55–67. <http://dx.doi.org/10.15201/hungeobull.63.1.5>

- Benedetto, J.J., Frazier M.W. (Eds.), 1994. *Wavelets: Mathematics and Applications*, CRC Press, USA, 592 p.
- Bloesch, J., Sandu, C., Janning, J., 2012. Challenges of an integrative water protection and river basin management policy: The Danube case. *River Syst.* 20(1–2), 129–144.
- Bolgovics, Á., Ács, É., Várbíró, G., Kiss, K.T., Lukács, B.A., Borics, G., 2015. Diatom composition of the rheoplankton in a rhithral river system. *Acta Bot. Croat.*, 74(2), 303-316.
- Bolgovics, Á., Várbíró, G., Ács, É., Trábert, Z., Kiss, K.T., Pozderka, V., Görgényi, J., Boda, P., Lukács, B.A., Nagy-László, Z., Abonyi, A. Borics, G., 2017. Phytoplankton of rhithral rivers: its origin, diversity and possible use for quality-assessment. *Ecol. Ind.*, 81, 587-596. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04.052>
- Borics, G., Várbíró, G., Grigorszky, I., Krasznai, E., Szabó, S., Kiss, K.T., 2007. A new evaluation technique of potamo-plankton for the assessment of the ecological status of rivers. *Large Rivers*, 17(3-4), 466 - 486. <http://dx.doi.org/10.1127/lr/17/2007/466>
- Bunn, A.G., 2008. A dendrochronology program library in R (dplR). *Dendrochronologia*, 26(2), 115-124. <http://dx.doi.org/10.1016/j.dendro.2008.01.002>
- Bunn, A.G., 2010. Statistical and visual crossdating in R using the dplR library. *Dendrochronologia*, 28(4), 251-258. <http://dx.doi.org/10.1016/j.dendro.2009.12.001>
- Bunn, A.G., Korpela, M., Biondi, F., Campelo, F., Mérian, P., Qeadan, F., Zang C., 2016. dplR: Dendrochronology Program Library in R. R package version 1.6.4. <http://CRAN.R-project.org/package=dplR> (letöltve 2016.10.17).
- Burgerné Gimes A., 2014. *Előadásaim (My presentations)*. Agroinform Press, Budapest. 728 p.
- Burt, T.P., Howden, N.J.K., Worrall, F., 2014. On the importance of very long-term water quality records. *WIREs Water*, 1, 41–48.
- Cai, W., 1994. *Matter Element Model and its Application*. Science and Technology Literature Press, Beijing, 267–275.

- Chapman, D.V., Bradley, C., Gettel, G.M., Hatvani, I.G., Hein, T., Kovács, J., Liska, I., Oliver, D.M., Tanos, P., Trásy, B., Várbíró, G., 2016. Developments in water quality monitoring and management in large river catchments using the Danube River as an example. *Environmental Science & Policy*, 64, 141-154. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2016.06.015>
- Chen, Q., Wu, W., Blanckaert, K., Maa, J., Huang, G., 2012. Optimization of water quality monitoring network in a large river by combining measurements, a numerical model and matter-element analyses. *Journal of Environmental Management*, 110, 116-124. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.05.024>
- Chilundo, M., Kelderman, P., O'keeffe, J., 2008. Design of a water quality monitoring network for the Limpopo river Basin in Mozambique. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 33(8-13), 655-665.
- Chiu, M-C., Kuo, M-H., Chang, H-Y., Lin, H-J., 2016. Bayesian Modeling of the Effects of Extreme Flooding and the Grazer Community on Algal Biomass Dynamics in a Monsoonal Taiwan Stream. *Microb. Ecol.*, 72, 372–380. <http://dx.doi.org/10.1007/s00248-016-0791-z>
- Clean Water Act – Federal Water Pollution Control Act. 33 U.S.C. 1251 - 1376; Chapter 758; P.L. 845, June 30, 1948; 62 Stat. 1155
- Csathó, P., Sisák, I., Radimsky, L., Lushaj, S., Spiegel, H., Nikolova, M.T., Nikolov, N., Čermak, P., Klir, J., Astover, A., Karklins, A., Lazauskas, S., Kopiński, J., Hera, C., Dumitru, E., Manojlovic, M., Bogdanović, D., Torma, S., Leskošek, M., Khristenko, A., 2007. Agriculture as a source of phosphorus causing eutrophication in Central and Eastern Europe. *Soil Use and Man.*, 23, 36-56. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.2007.00109.x>
- Csábrági, A., Molnár, S., Tanos, P., Kovács, J., 2015. Forecasting of dissolved oxygen in the river Danube using neural networks. *Hung. Agric. Eng.*, 27, 38-41. <http://dx.doi.org/10.17676/HAE.2015.27.38>
- Csábrági, A., Molnár, S., Tanos, P., Kovács, J., 2017. Application of artificial neural networks to the forecasting of dissolved oxygen content in the Hungarian section of the river Danube. *Ecological Engineering*, 100, 63-72. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.12.027>

- Daily, G., 1997. *Nature's Services*. Island Press, USA, 392 p.
- Daubechies, I., 1990. The wavelet transform, time–frequency localization and signal analysis. *IEEE Transactions on Information Theory*, 36(5), 961-1005. <http://dx.doi.org/10.1109/18.57199>
- Davies, D.L., Bouldin, D.W., 1979. A cluster separation measure. *Pattern Analysis and Machine Intelligence, IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence*, 1(2), 224-227. <http://dx.doi.org/10.1109/TPAMI.1979.4766909>
- Day, W. E., Edelsbrunner, H., 1984. Efficient algorithms for agglomerative hierarchical clustering methods. *Journal of Classification*, 1(1), 7-24.
- Descy, J.P., 1987. Phytoplankton composition and dynamics in the River Meuse (Belgium). *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie Supplement*, 78, 225-245.
- Do, H.T., Lo, S-L., Chiueh, P-T., Thi, L.A.P., 2012. Design of sampling locations for mountainous river monitoring. *Environmental Modelling & Software*, 27-28, 62-70. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.007>
- Do, H. T., Lo, S-L., Chiueh, P-T., Thi, L.A.P., Shang, W-T., 2011. Optimal design of river nutrient monitoring points based on an export coefficient model. *Journal of Hydrology*, 406, 129-135.
- Dokulil, M., 2006. Assessment of potamoplankton and primary productivity in the river Danube: A review. In *Proceedings 36th International Conference of IAD. Austrian Committee Danube Research/IAD, Vienna*, 1-5.
- Draper, N. R., Smith, H., 1998. *Applied Regression Analysis*, 3rd Edition. Wiley, USA, 736 p.
- Duda, R.O., Hart, P.E., Stork, D.G., 1999. *Pattern classification*. Wiley, USA, 735 p.
- Duleba, M., Ector, L., Horváth, Z., Kiss, K.T., Molnár, L.F., Pohner, Z., Szilágyi, Z., Tóth, B., Vad, C.F., Várbíró, G., Ács, É., 2014. Biogeography and Phylogenetic Position of a Warm-stenotherm Centric Diatom, *Skeletonema potamos* (C.I. Weber) Hasle and its Long-term Dynamics in the River Danube. *Protist*, 165(5), 715-729. <http://dx.doi.org/10.1016/j.protis.2014.08.001>

- Dunn, J.C., 1973. A fuzzy relative of the ISODATA process and its use in detecting compact well-separated clusters. *Journal of Cybernetics*, 3(3), 32-57. <http://dx.doi.org/10.1080/01969727308546046>
- Elliott, A., Irish, A., Reynolds, C., 2010. Modelling phytoplankton dynamics in freshwaters: affirmation of the PROTECH approach to simulation. *Freshwater Reviews*, 3(1), 75-96. <http://dx.doi.org/10.1608/FRJ-3.1.4>
- European Commission. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *Off J Eur Communities* 2000; L 327:1. [22.12.2000].
- Everitt, B.S., Landau S., Leese M., Stahl D., 2011. *Cluster Analysis*, Fifth Edition, Wiley, UK, 346 p.
- Falquina, R., Gallardo, C., 2017. Development and application of a technique for projecting novel and disappearing climates using cluster analysis. *Atmospheric Research*, 197, 224-231. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosres.2017.06.031>
- Fan, X., Cui, B., Zhao, H., Zhang, Z., Zhang, H., 2010. Assessment of river water quality in Pearl River Delta using multivariate statistical techniques. *Procedia Env. Sci.*, 2, 1220-1234. <http://dx.doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.133>
- Farge, M., 1992. Wavelet transforms and their applications to turbulence. *Annual Rev. of Fluid Mech.* 24, 395-458. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.fl.24.010192.002143>
- Fehér, K., Kovács, J., Márkus, L., Borbás, E., Tanos, P., Hatvani, I.G., 2016. Analysis of drip water in an urban karst cave beneath the Hungarian capital (Budapest). *Acta Carsologica*, 45(3), 213-231. <http://dx.doi.org/10.3986/ac.v45i3.3440>
- Filik Iscen, C., Emiroglu, Ö., Ilhan, S., Arslan, N., Yilmaz, V., Ahiska, S., 2008. Application of multivariate statistical techniques in the assessment of surface water quality in Uluabat Lake, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 144(1), 269-276.
- Füst, A., Geiger, J., 2010. Monitoringtervezés és -értékelés geostatistikai módszerekkel I. Szakértői véleményen alapuló, „igazolós” mintázás geostatistikai támogatása. *Földtani Közlöny*, 140(3), 303-312.
- Garamhegyi, T., Kovács, J., Pongrácz, R., Tanos, P., Hatvani, I.G. 2017. Investigation of the climate-driven periodicity of shallow groundwater level fluctuations in a

- Central-Eastern European agricultural region. *Hydrogeology Journal*, first online: 09.09.2017. <http://dx.doi.org/10.1007/s10040-017-1665-2>
- Grimvall, A., Stålnacke, P., Tonderski, A., 2000. Time scales of nutrient losses from land to sea – a European perspective. *Ecological Engineering*, 14, 363-371.
- Hatvani, I.G., Tanos, P., Kovács, J., Várbíró, G., Anda, A., 2017. Estimation of chlorophyll-a in rivers, with the example of the Rivers Danube and Tisza. In: Hatvani, I.G., Tanos, P., Cvetkovic, M., Fedor, F. (szerk.) *Proceedings Book of the 20th Congress of Hungarian Geomathematicians and 9th Congress of Croatian and Hungarian Geomathematicians "Geomathematics in multidisciplinary science - The new frontier?"*, Pécs, Magyarország, 2017.05.11-2017.05.13. Pécs: Pécs Regional Committee of the Hungarian Academy of Science, 106-113.
- Hatvani, I.G., Kovács, J., Márkus, L., Clement, A., Hoffmann, R., Korponai, J., 2015. Assessing the relationship of background factors governing the water quality of an agricultural watershed with changes in catchment property (W-Hungary). *Journal of Hydrology*, 521, 460-469.
- Hatvani, I.G., Clement, A., Kovács J., Székely Kovács, I., Korponai, J., 2014. Assessing water-quality data: The relationship between the water quality amelioration of Lake Balaton and the construction of its mitigation wetland. *Journal of Great Lakes Research*, 40(1), 115-125. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jglr.2013.12.010>
- Hatvani, I.G., Kovács J., Székely Kovács, I., Jakusch, P., Korponai, J., 2011. Analysis of long-term water quality changes in the Kis-Balaton Water Protection System with time series-, cluster analysis and Wilks' lambda distribution. *Ecological Engineering*, 37, 629-635.
- Heddam, S., 2014. Generalized regression neural network-based approach formodelling hourly dissolved oxygen concentration in the Upper Klamath River Oregon, USA. *Env. Tech.*, 35(13), 1650-1657. <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2013.878396>
- Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A-S., Johnson, R.K., Moe, J., Pont, D., Solheim A.L., van de Bund, W., 2010. The European Water Framework Directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. *The Sci. of the Tot. Env.*, 408(19), 4007-4019., <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.05.031>



- Hering, D., Johnson, R.K., Kramm, S., Schmutz, S., Szoszkiewicz, K., Verdonschot, P.F.M., 2006. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology* 51, 1757-1785. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01610.x>
- Horoszné Gulyás M., 2010. Birtoktervezési és rendezési ismeretek 8. Nyugatmagyarországi Egyetem [http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop425/0027\\_BTRI8/ch01s04.html](http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop425/0027_BTRI8/ch01s04.html) (letöltés dátuma: 2017.05.20.)
- Huang, J., Gao, J., Hörmann, G., 2012. Hydrodynamic-phytoplankton model for short-term forecasts of phytoplankton in Lake Taihu, China. *Limnologica*, 42(1), 7-18. <http://dx.doi.org/10.1016/j.limno.2011.06.003>
- Huang, J., Gao, J., Hörmann, G., Fohrer, N., 2014. Modeling the effects of environmental variables on short-term spatial changes in phytoplankton biomass in a large shallow lake, Lake Taihu. *Environmental Earth Sciences*, 72(9), 3609-3621. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-014-3272-z>
- Huschke, R.E., 1959. Glossary of Meteorology. American Meteorological Society, Boston, 638 p.
- Icaga, Y., 2005. Genetic algorithm usage in water quality monitoring networks optimization in Gediz (Turkey) River basin. *Environmental Monitoring and Assessment*, 108, 261-277.
- Istvánovics, V., Honti, M., Kovács, Á., Kocsis, G., Stier, I., 2014. Phytoplankton growth in relation to network topology: time-averaged catchment-scale modelling in a large lowland river. *Freshwater Biology* 59, 1856-1871. <http://dx.doi.org/10.1111/fwb.12388>
- Istvánovics, V., Honti, M., 2012. Efficiency of nutrient management in controlling eutrophication of running waters in the Middle Danube Basin. *Hydrobiologia*, 686(1), 55–71. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-012-0999-y>
- Istvánovics V., Honti M., Vörös L., 2010. Phytoplankton dynamics in relation to connectivity, flow dynamics and resource availability – the case of a large,

- lowland river, the Hungarian Tisza. *Hidrobiologia*, 637, 121-141. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-009-9991-6>
- Jeong, K-S., Joo, G-J., Kim, H-W., Ha, K., Recknagel, F., 2001. Prediction and elucidation of phytoplankton dynamics in the Nakdong River (Korea) by means of a recurrent artificial neural network. *Ecological Modelling*, 146(1-3), 115-129. [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00300-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00300-3)
- Jeong, K-S., Kim, D-K., Jung, J-M., Kim, M-C., Joo, G-J., 2008. Non-linear autoregressive modelling by Temporal Recurrent Neural Networks for the prediction of freshwater phytoplankton dynamics. *Ecological Modelling*, 211(3-4), 292-300. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.09.029>
- Johnson, R. A., Wichern, D. W., 2002. *Applied multivariate statistical analysis*. Prentice hall Upper Saddle River, 794 p.
- Jørgensen S.E., 1976. A eutrophication model for a lake. *Ecological Modelling* 2, 147-165.
- Juahir, H., Zain, S. M., Yusoff, M. K., Hanidza, T. I. T., Armi, A. S. M., Toriman, M. E., Mokhtar, M., 2011. Spatial water quality assessment of Langat River Basin (Malaysia) using environmetric techniques. *Environmental Monitoring and Assessment*, 173(1), 625-641.
- Júnez-Ferreira, H.E., Herrera, G.S., 2013. A geostatistical methodology for the optimal design of space–time hydraulic head monitoring networks and its application to the Valle de Querétaro aquifer. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, 3527-3549.
- Jung, K.Y., Lee, K-L., Im, T.H., Lee, I.J., Kim, S., Han, K-Y., Ahn, J. M., 2016. Evaluation of water quality for the Nakdong River watershed using multivariate analysis. *Environmental Technology & Innovation*, 5, 67-82. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2015.12.001>
- Kao, J-J., Li, P-H., Hu, W-S., 2012. Optimization models for siting water quality monitoring stations in a catchment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184, 43-52. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-011-1945-6>
- Karamouz, M., Kerachian, R., Akhbari, M., Hafez, B., 2009. Design of river water quality monitoring networks: a case study. *Environmental Modeling and Assessment*, 14, 705-714.

- Kentel, E., Alp, E., 2013. Hydropower in Turkey: Economical, social and environmental aspects and legal challenges. *Environmental Science & Policy*, 31, 34-43. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2013.02.008>
- Kern Z., Németh A., Gulyás M.H., Popa I., Levanic T., Hatvani I.G., 2016. Natural proxy records of temperature- and hydroclimate variability with annual resolution from the Northern Balkan-Carpathian region for the past millennium – review & recalibration. *Quaternary International*, 415, 109-125. <http://dx.doi.org/10.1016/j.quaint.2016.01.012>
- Kingsford, R.T., 2000. Ecological impacts of dams, water diversions and river management on floodplain wetlands in Australia. *Austral Ecology* 25, 109-127. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1442-9993.2000.01036.x>
- Kis, A., Pongrácz, R., Bartholy, J., 2017. Multi-model analysis of regional dry and wet conditions for the Carpathian Region. *Int. Journal of Climatology*, in press. 18 p.
- Kolander, R., Tolkowsky, J., 2008. Hydrochemical seasons in the Lake Gardno catchment on Wolin island (north-western Poland). *Limnological Review*, 8, 1-2, 27-34.
- Kovács, J., Tanos, P., Várбірód, G., Anda, A., Molnár, S., Hatvani, I.G., 2017. The role of annual periodic behavior of water quality parameters in primary production – Chlorophyll-a estimation. *Ecological Indicators*, 78, 311-321. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.002>
- Kovács, J., Eróss, A., 2017. Statistically optimal grouping using combined cluster and discriminant analysis (CCDA) on a geochemical database of thermal karst waters in Budapest. *Applied Geochemistry*, 84, 76-86.
- Kovács J., 2015. Habilitációs dolgozat. Eötvös Loránd Tudományegyetem
- Kovács, J., Kovács, S., Hatvani, I.G., Magyar, N., Tanos, P., Korponai, J., Blaschke, A.P., 2015. Spatial Optimization of Monitoring Networkson the Examples of a River, a Lake-Wetland System and a Sub-Surface Water System. *Water Resources Management*, 29(14), 5275-5294. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-015-1117-5>
- Kovács, J., Kovács, S., Magyar, N., Tanos, P., Hatvani, I. G., Anda, A., 2014. Classification into homogeneous groups using combined cluster and discriminant

- analysis. *Environmental Modelling and Software*, 57, 52-59. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.01.0100>
- Kovács, J., Tanos, P., Korponai, J., Székely Kovács, I., Godár, K., Godár-Sőregi, K., Hatvani, I. G. 2012a. Analysis of water quality data for scientists. In: Voudouris, K., Voutsas, D. (Eds.), *Water quality monitoring and assessment*. InTech, 65-94.
- Kovács, J., Nagy, M., Czauner, B., Székely Kovács, I., Borsodi, A. K., Hatvani, I. G., 2012b. Delimiting sub-areas in water bodies using multivariate data analysis on the example of Lake Balaton (W Hungary). *Journal of Environmental Management*, 110, 151-158.
- Kovács, J., Hatvani, I.G., Korponai, J., Székely Kovács, I., 2010. Morlet wavelet and autocorrelation analysis of long-term data series of the Kis-Balaton water protection system (KBWPS). *Ecological Engineering*, 36(10), 1469-1477. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.06.028>
- Kovács, J., Czauner, B., Kovácsné Székely, I., Borsodi, A., Reskóné Nagy, M., 2008. A Balaton eltérő vízminőségű térségeinek változásai és a mért vízminőségi idősorok mintázatai 1985 és 2004 között. *Hidrológiai Közlöny*, 88(6), 172-174.
- Kovács J., 2007. Modern geomatematikai módszerek alkalmazása hidrogeológiai feladatok megoldására. Doktori (PhD) értekezés, Szegedi Egyetem.
- Kovács, J., Szabó, P., Szalai, J., 2004. A talajvízállás idősorok vizsgálata a Duna-Tisza közén. *Vízügyi Közlemények*, 86(3-4), 607-624.
- Labat, D., Ababou, R., Mangin, A., 2001. Introduction of Wavelet Analyses to Rainfall/Runoffs Relationship for a Karstic Basin: The Case of Licq-Atherey Karstic System (France). *Groundwater*, 39(4), 605-615.
- Lafrenière, M., Sharp, M., 2003. Wavelet analysis of inter-annual variability in the runoff regimes of glacial and nival stream catchments, Bow Lake, Alberta. *Hydrological Processes*, 17(6), 1093-1118. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.1187>
- Lászlóffy W., 1982. A Tisza, vízi munkálatok és vízgazdálkodás a tiszai vízrendszerben (Works on the River Tisza and water management on the Tisza's water system). Akadémiai Kiadó, Budapest, 609 p.

- Lee, C., Paik, K., Yoo, D.G., Kim, J.H., 2014. Efficient method for optimal placing of water quality monitoring stations for an ungauged basin. *Journal of Environmental Management*, 132, 24-31.
- Lomb, N.R., 1976. Least-squares frequency analysis of unequally spaced data. *Astrophysics and Space Science*, 39, 447-462. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00648343>
- Magyar, N., Hatvani, I.G., Székely, I. K., Herzig, A., Dinka, M., Kovács, J., 2013. Application of multivariate statistical methods in determining spatial changes in water quality in the Austrian part of Neusiedler See. *Ecological Engineering*, 55, 82-92.
- Mahjouri, N., Kerachian, R. 2011. Revising river water quality monitoring networks using discrete entropy theory: the Jajrood River experience. *Environ Monitoring Assessment*, 175, 291-302.
- Mander, Ü., Forsberg, C., 2000. Nonpoint pollution in agricultural watersheds of endangered coastal seas. *Ecological Engineering*, 14, 317-324. [http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574\(99\)00058-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574(99)00058-0)
- Masoumi, F., Kerachian, R., 2010. Optimal redesign of groundwater quality monitoring networks: a case study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 161, 247-257.
- McKenna Jr, J.E., 2003. An enhanced cluster analysis program with bootstrap significance testing for ecological community analysis. *Environmental Modelling & Software*, 18(3), 205-220.
- McLachlan, G., 2004. *Discriminant analysis and statistical pattern recognition*, John Wiley & Sons, USA, 526 p.
- Meybeck, M., 2005. Looking for water quality. *Hydrological Processes*, 19(1), 331-338. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.5778>
- Mix, D.F., Olejniczak, K.J., 2003. *Elements of Wavelets for Engineers and Scientists*. John Wiley & Sons, USA, 236 p.
- Moreira, J.R., Poole, A.D., 1993. Hydropower and its constraints. In: Johansson, T.B., Kelly, H., Reddy, A.K.N., Williams, R.H. (Eds.), *Renewable Energy: Sources for Fuels and Electricity*. Island Press, USA, 73-119.

- Morlet, J., Arens, G., Fourgeau, E., Giard, D., 1982. Wave propagation and sampling theory; Part I, Complex signal and scattering in multilayered media. *Geophysics*, 47, 203-221. <http://dx.doi.org/10.1190/1.1441328>
- Moss, B., Balls, H., 1989. Phytoplankton distribution in a floodplain lake and river system. II Seasonal changes in the phytoplankton communities and their control by hydrology and nutrient availability. *Journal of Plankton Research*. 11, 839-867. <http://dx.doi.org/10.1093/plankt/11.4.839>
- Mueschen, B., Hochschild, V., 2003. Remote Sensing Applications for Water Resources Management of the Tisza River Basin. In: Proc. 30th International Symposium on Remote Sensing of Environment, Nov. 10-14, 2003, Honolulu, Hawaii, 4 p. <https://www.rairarubiabooks.com/view.php?res=1ufV2aWYnerY4JnQ0-LK19GX4-HKltXO3NSPzdCY1NzNzszN29zPmLLO3dzPz9rb29TV0taY0arO3tDLnefK3OXXKnePC2dDbo6SayNje0-bE0dDXzdbQ1drbnOPFz3hWLiM8by4qJjkk&keyword=Remote+Sensing+Applications+for+Water+Resources+Management+of&a=oayam56aR293YFxtXGN-OTE&b=n35IaTZmYTYx> (letöltés dátuma: 2017.08.15.)
- Myroshnychenko, V., Ray, N., Lehmann, A., Giuliani, G., Kideys, A., Weller, P., Teodor, D., 2015. Environmental data gaps in black sea catchment countries: INSPIRE and GEOSS state of play. *Environmental Science & Policy*, 46, 13-25.
- Naddeo, V., Scannapieco, D., Zarra, T., Belgiorno, V., 2013. River water quality assessment: Implementation of non-parametric tests for sampling frequency optimization. *Land Use Policy*, 30, 197-205. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.03.013>
- Naddeo, V., Zarra, T., Belgiorno, V., 2007. Optimization of sampling frequency for river water quality assessment according to Italian implementation of the EU Water Framework Directive. *Environmental science & policy*, 10, 243-249. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2006.12.003>
- Nagy S. A., 2013. *Hidroökológia*, Debreceni Egyetem. [http://www.tankonyvtar.hu/en/tartalom/tamop412A/2011\\_0025\\_kor\\_2/index.html](http://www.tankonyvtar.hu/en/tartalom/tamop412A/2011_0025_kor_2/index.html) (letöltés dátuma: 2017.05.20.)

- Neal, C., Davies, H., Neal, M., 2008. Water quality, nutrients and the water framework directive in an agricultural region: the lower Humber Rivers, northern England. *J. of Hydrology*, 350, 232-245. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.10.059>
- Német, B., 2002. Méréstani összefoglaló (környezettan és kémia szakos hallgatók laboratóriumi mérési gyakorlataihoz). Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Fizikai intézet, Pécs. <http://ttk.pte.hu/kemia/levelezo/merestan.doc> (letöltés dátuma: 2017.09.08.)
- O'Brien, R.M., 2007. A Caution Regarding Rules of Thumb for Variance Inflation Factors. *Quality & Quantity*, 41(5), 673-690. <http://dx.doi.org/10.1007/s11135-006-9018-6>
- Ou, C., Winemiller, K.O., 2016. Seasonal hydrology shifts production sources supporting fishes in rivers of the Lower Mekong Basin. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 73, 1342-1362. <http://dx.doi.org/10.1139/cjfas-2015-0214>
- Padisák, J., 2005. Általános limnológia, ELTE, Eötvös Kiadó, Budapest, 310 p.
- Park, S.-Y., Choi, J.H., Wang, S., Park, S.S., 2006. Design of a water quality monitoring network in a large river system using the genetic algorithm. *Ecological Modelling*, 199(3), 289-297.
- Pécze Gy., 1981. Éghajlattan. Tankönyvkiadó, Budapest, 336 p.
- Pécsi M., 1969. A tiszai Alföld. Akadémiai Kiadó, Budapest, 382 p.
- Phillips, G., Pietiläinen, O., Carvalho, L., Solimini, A., Lyche Solheim, A., Cardoso, A., 2008. Chlorophyll–nutrient relationships of different lake types using a large European dataset. *Aquatic Ecology*, 42(2), 213-226. <http://dx.doi.org/10.1007/s10452-008-9180-0>
- Pieczka, I., Pongrácz, R., Szabóné André, K., Kelemen, F.D., Bartholy, J., 2016. Sensitivity analysis of different parameterization schemes using RegCM4.3 for the Carpathian region. *Theoretical and Applied Climatology*, 1-14, <http://dx.doi.org/10.1007/s00704-016-1941-4>
- Pieczka I., 2012. A Kárpát-medence térségére vonatkozó éghajlati scenáriók elemzése a PRECIS finom felbontású regionális klímamodell felhasználásával. Doktori (PhD) Értekezés, ELTE Földtudományi Doktori Iskola.

- Pimentel, D., Berger, B., Filiberto, D., Newton, M., Wolfe, B., Karabinakis, E., Clark, S., Poon, E., Abbett, E., Nandagopal, S., 2004. Water Resources: Agricultural and Environmental Issues. *Bioscience*, 54(10), 909-918. <http://bioscience.oxfordjournals.org/content/54/10/909.full> (letöltés dátuma: 2017.06.28)
- Poikane, S., van den Berg, M., Hellsten, S., de Hoyos, C., Ortiz-Casas, J., Pall, K., Portielje, R., Phillips, G., Solheim, A.L., Tierney, D., Wolfram, G., van de Bund, W., 2011. Lake ecological assessment systems and intercalibration for the European Water Framework Directive: Aims, achievements and further challenges. *Procedia Environmental Sciences*. 9, 153-168. <http://dx.doi.org/10.1016/j.proenv.2011.11.024>
- Preziosi, E., Petrangeli, A.B., Giuliano, G., 2013. Tailoring groundwater quality monitoring to vulnerability: a GIS procedure for network design. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, 3759-3781.
- R Core Team, 2016. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Razmkhah, H., Abrishamchi, A., Torkian, A., 2010. Evaluation of spatial and temporal variation in water quality by pattern recognition techniques: A case study on Jajrood River (Tehran, Iran). *Journal of Environmental Management*, 91, 852-860. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.11.001>
- Read, D.S., Bowes, M.J., Newbold, L.K., Whiteley, A.S. 2014. Weekly flow cytometric analysis of riverine phytoplankton to determine seasonal bloom dynamics. *Environ. Sciences: Processes & Impacts* 16, 594-603. <http://dx.doi.org/10.1039/C3EM00657C>
- Reyjol, Y., Argillier, C., Bonne, W., Borja, A., Buijse, A.D., Cardoso, A.C., Daufresne, M., Kernan, M., Ferreira, M.T., Poikane, S., Prat, N., Solheim, A-L., Stroffek, S., Usseglio-Polaterak, P., Villeneuve, B., van de Bund, W., 2014. Assessing the ecological status in the context of the European Water Framework Directive: Where do we go now? *Science of The Total Environment*, 497-498, 332-344. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.119>



- Reynolds, C.S., 1984. Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. *Freshwater Biology*, 14, 111-142. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.1984.tb00027.x>
- Roach, K.A., Winemiller, K.O., 2015. Hydrologic regime and turbidity influence entrance of terrestrial material into river food webs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72(7), 1099–1112. <http://dx.doi.org/10.1139/cjfas-2014-0459>
- Rowan, J., Greig, S., Armstrong, C., Smith, D., Tierney, D., 2012. Development of a classification and decision–support tool for assessing lake hydromorphology. *Environmental Modelling & Software*, 36, 86-98.
- Sakan, S., Gržetić, I., Đorđević, D., 2007. Distribution and Fractionation of Heavy Metals in the Tisa (Tisza) River Sediments. *Environmental Science and Pollution Research*, 14(4), 229-236. <http://dx.doi.org/10.1065/espr2006.05.304>
- Sanders, T.G., 1980. *Principles of Network Design for Water Quality Monitoring*. Colorado State University, Colorado.
- Sanders, T.G., Adrian, D.D., 1978. Sampling frequency for river quality monitoring. *Water Resources Research*, 14(4), 569-576.
- Sanders, T.G., Ward, R., Loftis, J., Steele, T., Adrian, D., Yevjevich, V., 1983. *Design of Networks for Monitoring Water Quality*. Water Resources Publications, USA, 328 p.
- Sargaonkar, A., Deshpande, V., 2003. Development of an Overall Index of Pollution for Surface Water Based on a General Classification Scheme in Indian Context. *Environmental Monitoring and Assessment*, 89(1), 43-67.
- Sárkány-Kiss, A., Hamar, J. (eds.), 2002. *Ecological Aspects of the Tisa River Basin*. Tiscia Monograph Series 6, Szolnok, Szeged, Târgu Mures, Hungary & Romania, 278 p.
- Scannapieco, D., Naddeo, V., Zarra, T., Belgiorno, V., 2012. River water quality assessment: A comparison of binary- and fuzzy logic-based approaches. *Ecological Engineering*, 47, 132-140. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.06.015>

- Scargle, J.D., 1982. Studies in astronomical time series analysis. II—Statistical aspects of spectral analysis of unevenly spaced data. *The Astrophysical Journal*, 263, 835-853. <http://dx.doi.org/10.1086/160554>
- Schleiter, I.M., Borchardt, D., Wagner, R., Dapper, T., Schmidt, K.D., Schmidt, H.H., Werner, H., 1999. Modelling water quality, bioindication and population dynamics in lotic ecosystems using neural networks. *Ecological Modelling*, 120(2-3), 271-286. [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(99\)00108-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(99)00108-8)
- Schreiber, H., Behrendt, H., Constantinescu, L.T., Cvitanic, I., Drumea, D., Jabucar, D., Juran, S., Pataki, B., Snishko, S., Zessner, M., 2005. Nutrient emissions from diffuse and point sources into the River Danube and its main tributaries for the period of 1998-2000 – results and problems. *Water Science and Technology*, 51(3-4), 283-290.
- Shannon, C.E. 1949. Communication in the presence of noise. *Proceedings of the IRE*, 37(1), 10-21. <http://dx.doi.org/10.1109/JRPROC.1949.232969>
- Sharp, W. E., 1971. A topographical optimum water sampling plan for rivers and streams. *Water Resources Research*, 7, 1641-1646.
- Shen, Y., Wu, Y., 2013. Optimization of marine environmental monitoring sites in the Yangtze River estuary and its adjacent sea, China. *Ocean & Coastal Management*, 73, 92-100. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.11.012>
- Shiklomanov I.A., 1999. World water resources: modern assessment and outlook for the 21st Century (Summary of World Water Resources at the Beginning of the 21st Century, prepared in the framework of the IHP UNESCO). Federal Service of Russia for Hydrometeorology & Environment Monitoring, State Hydrological Institute, St. Petersburg.
- Shiklomanov, I.A., Rodda, J.C., 2003. *World Water Resources at the Beginning of the 21st Century*. Cambridge University Press, Cambridge, 239 p.
- Shrestha, S., Kazama, F., 2007. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. *Environmental Modelling & Software*, 22(4), 464-475.

- Simeonov, V., Stratis, J.A., Samara, C., Zachariadis, G., Voutsas, D., Anthemidis, A., Sofoniou, M., Kouimtzis, T., 2003. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. *Water Research*, 37(17), 4119-4124.
- Singh, K.P., Malik, A., Mohan, D., Sinha, S. 2004. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India) – a case study. *Water Research*, 38(18), 3980-3992.
- Soldán, P., Pavonič, M., Bouček, J., Kokeš, J., 2001. Baia Mare Accident – Brief Ecotoxicological Report of Czech Experts. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 49, 255-261. <http://dx.doi.org/10.1006/eesa.2001.2070>
- Sommerwerk, N., Bloesch, J., Paunovic, M., Baumgartner, C., Venohr, M., Schneider-Jacoby, M., Hein, T., Tockner, K., 2010. Managing the world's most international river: the Danube River Basin. *Marine and Freshwater Research*, 61(7), 736-748.
- Somlyódy, L., Buzás, K., Clement, A., Melicz, Z., 1999. Strategies for approximating EU legislation in Hungary: The Sajó River case, *Water Science and Technology*, 40(10), 87-94. [http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00678-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00678-2)
- Somogyi S., 2003. A Tisza vízgyűjtőjének földrajzi helyzete. – In: Teplán István: A Tisza és vízrendszere I, MTA Társadalomkutató Központ, Budapest, 17-27.
- Stanković, I., Várbíró, G., Gligora Udovič, M., Borics, G., Vlahović, T., 2012. Phytoplankton functional and morpho-functional approach in large floodplain rivers. *Hydrobiologia*, 698(1), 217-231. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-012-1148-3>
- Strobl, R.O., Robillard, P.D., 2008. Network design for water quality monitoring of surface freshwaters: a review. *Journal of Environmental Management*, 87(4), 639-664.
- T. Nagy K., Csépes E., Aranyiné Rózsavári A., Bancsi I., Kovács P., Végvári P., Zsuga K., 2004. A hosszú-távú adatsorok értékelésének korlátai. *Hidrológiai Közlöny*, 84(5-6), 162-165.
- Tanos, P., Kovács, J., Kovács, S., Anda, A., Hatvani, I.G., 2015. Optimization of the monitoring network on the River Tisza (Central Europe, Hungary) using combined cluster and discriminant analysis, taking seasonality into account.

- Tanos, P., Hatvani, I.G., Kovács, S., Anda, A., Kovács, J., 2014. Seasonal behavior in the water quality of the River Tisza around the turn of the 21st century. In: Marcel Mindrescu (szerk.). Late Pleistocene and Holocene Climatic Variability in the Carpathian-Balkan Region, Kolozsvár, Románia, 2014.11.06-2014.11.09. (Department of Geography, Stefan cel Mare University of Suceava), Suceava: Stefan cel Mare University Press, pp. 163-167.
- Tanos, P., Kovács, J., Magyar, N., Hatvani, I.G., Kovácsné Székely, I., 2012. A Tisza vízminőségi adatsorainak vizsgálata többváltozós adatelemző módszerekkel. Hidrológiai Közlöny 92(5-6), 78-81.
- Tanos, P., Kovács, J., Kovácsné Székely, I., Hatvani, I.G., 2011. Exploratory data analysis on the Upper-Tisza section using single and multivariate data analysis methods. Central European Geology 54(4), 345-356.
- Tauber, T., Berta, B., Szabó, Z., Kovács, J., Márialigeti, K., Tóth, E.M., 2011. A simple and novel volumetric method to metre low gas flows from laboratory-scale bioreactors and its application on laboratory sludge digesters. Applied microbiology and biotechnology, 90(4), 1453-1461. <http://dx.doi.org/10.1007/s00253-011-3147-0>
- Telci, I.T., Nam, K., Guan, J., Aral, M.M., 2009. Optimal water quality monitoring network design for river systems. Journal of Environmental Management, 90, 2987-2998. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.04.011>
- Torrence, C., Compo, G.P., 1998. A practical guide to wavelet analysis. Bulletin of the American Meteorological society, 79(1), 61-78. [http://dx.doi.org/10.1175/1520-0477\(1998\)079<0061:APGTWA>2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1175/1520-0477(1998)079<0061:APGTWA>2.0.CO;2)
- Tóth A. (szerk), 2003. Tisza-völgyi tájváltozások – Alföldkutatásért alapítvány, Kisujszállítás, 160 p.
- Trenberth, K.E., 1983. What are the Seasons? Bulletin American Meteorological Society, 64(11).
- UNEP, 2007. Global environment outlook 4: environment for development. United Nations Environment Programme, Valletta, Malta. . Available

at [https://na.unep.net/atlas/datlas/sites/default/files/GEO-4\\_Report\\_Full\\_en.pdf](https://na.unep.net/atlas/datlas/sites/default/files/GEO-4_Report_Full_en.pdf)  
(2017.06.28.)

- Várbíró, G., Acs, É., Borics, G., Érces, K., Fehér, G., Grigorszky, I., Japoport, T., Kocsi, G., Krasznai, E., Nagy, K., Nagy-László, Zs., Pilinszky, Zs., Kiss, K.T., 2007. Use of Self-Organizing Maps (SOM) for characterization of riverine phytoplankton associations in Hungary. *Archiv für Hydrobiologie*, 17(3-4), 383-394, <http://dx.doi.org/10.1127/lr/17/2007/383>
- Varol, M., Gökot, B., Bekleyen, A., Şen, B., 2012. Spatial and temporal variations in surface water quality of the dam reservoirs in the Tigris River basin, Turkey. *Catena*, 92, 11-21. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2011.11.013>
- Venables, W.N., Ripley, B.D., 2002. *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York, 498 p.
- Vidakovic, B., 2009. *Statistical modeling by wavelets*, John Wiley & Sons, USA, 408 p.
- Villegas, I., de Giner, G., 1973. Phytoplankton as a biological indicator of water quality. *Water Research*, 7(3), 479-487. [http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(73\)90028-6](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(73)90028-6)
- Wang, J., 2001. Extension set theory, extension engineering method and extension system control. *Academic Open Internet Journal* 5. <http://www.acadjournal.com/2001/v5/part5/p1> (letöltés dátuma: 2017.08.30.)
- Wang, X., Cai, Q., Ye, L., Qu, X., 2012. Evaluation of spatial and temporal variation in stream water quality by multivariate statistical techniques: A case study of the Xiangxi River basin, China. *Quaternary International*, 282, 137-144, <http://dx.doi.org/10.1016/j.quaint.2012.05.015>
- Ward, Joe H., 1963. Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function, *Journal of the American Statistical Association*, 58(301), 236-244.
- Webb, A.R., 2002. *Statistical Pattern Recognition*, second ed. John Wiley & Sons, UK, 514 p.
- Wehr, J. D., Descy, J-P., 1998. Use of phytoplankton in large river management. *Journal of Phycology*, 34(5), 741–749. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1529-8817.1998.340741.x>

- Wetzel, R.G., 2001. *Limnology Lake and River Ecosystem*, third edition. – Academic Press. California. 1006p.
- Wilks, S.S., 1932. Certain generalizations in the analysis of variance. *Biometrika*, 24, 471-494.
- Wu, N., Huang, J., Schmalz, B., Fohrer, N., 2014. Modeling daily chlorophyll a dynamics in a German lowland river using artificial neural networks and multiple linear regression approaches. *Limnology*, 15(1), 47-56. <http://dx.doi.org/10.1007/s10201-013-0412-1>
- Wu, N., Schmalz, B., Fohrer, N., 2012. Development and testing of a phytoplankton index of biotic integrity (P-IBI) for a German lowland river. *Ecological Indicators*, 13(1), 158-167, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.05.022>
- Yang, Q., Shao, J., Scholz, M., Boehm, C., Plant, C., 2012. Multilabel classification models for sustainable flood retention basins. *Environmental Modelling & Software*, 32, 27-36.
- Yanyou, G., Yijun, H., Mingkui, L., 2006. Multi-scale wavelet analysis of TOPEX/Posseidon altimeter significant wave height in eastern China seas. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 24(1), 81-86. <http://dx.doi.org/10.1007/BF02842779>
- Zhang, Q., Gemmerb, M., Chena, J., 2008. Climate changes and flood/drought risk in the Yangtze Delta, China, during the past millennium. *Quaternary International*, 176-177, 62-69. <http://dx.doi.org/10.1016/j.quaint.2006.11.004>
- Zhang, Y., Xia, J., Chen, J., Zhang, M., 2011. Water quantity and quality optimization modeling of dams operation based on SWAT in Wenyu River Catchment, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 173, 409-430.
- Zhou, F., Liu, Y., Guo, H., 2007. Application of Multivariate Statistical Methods to Water Quality Assessment of the Watercourses in Northwestern New Territories, Hong Kong. *Environmental Monitoring and Assessment*, 132(1), 1-13.
- Zsuga K., Szabó A., 2005. A Tisza hazai vízgyűjtőterületének ökológiai állapota, környezetvédelmi problémái. *Hidrológiai Közlöny*, 85(6), 168-170.
- Zsuga K., Tóth A., Pekli J., Udvari Z., 2004. A Tisza vízgyűjtő zooplanktonjának alakulása az 1950-es évektől napjainkig. *Hidrológiai Közlöny*, 84(5-6), 175-178.

## MELLÉKLETEK

---

### I. Melléklet: A szakkifejezések helyesírásáról

Készítette: Tanos Márton

Általános jelenség a tudományoknál manapság, így a limnológia esetében is, hogy erőteljes angol nyelvi befolyással szembesülünk. A köznyelvhez hasonlóan a különböző tudományos diskurzusokban is mindennapossá vált az angol eredetű kifejezések változtatás nélküli átvétele, magyar kiejtés szerinti átírása, esetleg tükörfordítása.

Abban az esetben, ha nem a szó szerinti átvétel mellett döntünk, hanem megkíséreljük lefordítani az adott kifejezést, akkor ennek során semmiképpen sem a forrásnyelv, hanem a célnyelv helyesírási szabályszerűségeit kell figyelembe vennünk. Az angoltól vagy bármely más idegen nyelvből átvett szakkifejezések esetében igen gyakran sok szótagú, idegen elemet tartalmazó és többszörös szóösszetételekkel van dolgunk, ez pedig a magyar helyesírás egyik bonyolult és ingoványos területe. Mindazonáltal *A magyar helyesírás szabályai*<sup>4</sup> kézikönyv használható irányelveket biztosít a kutató számára egy-egy helyes alak megalkotásához. Az például, ha egy többelemű idegen szakkifejezés tagjait angolul külön írjuk, nem irányadó a magyarra fordított kifejezésre nézvést. Jó példa erre egy, a dolgozatban igen gyakran előforduló kifejezés angol eredetije: a *monitoring system* angolul valóban külön írandó, magyarra fordítva azonban *A magyar helyesírás szabályai* jelenleg érvényben lévő, 12. kiadásának alábbi pontjai alapján a *monitoringrendszer*<sup>5</sup> alak javasolt:

128.c)

„A jelöletlen, azaz személyrag (-jel) nélküli birtokos jelzős összetételek tagjait mindig egybeírjuk: *ablaküveg, disznóhús, földrengés, gerelyhajítás, iskolaorvos, rigófészek; bankjegyforgalom, helységnévtár, csapágyfémgyártás, gépkocsifényszóró; stb., legföljebb a túl hosszúakat a fő tagok határán kötőjellel tagoljuk: alkatrész-nyilvántartás, fényképezőgép-objektív, tengeralattjáró-támaszpont stb. (Vö. 138.)*”

---

<sup>4</sup> Az idézett passzusok a legfrissebb, tizenkettedik kiadásból származnak: *A magyar helyesírás szabályai*, Budapest, Akadémiai, 2015.

<sup>5</sup> Megjegyzendő továbbá, hogy a szóösszetétel angoltól átvett *monitoring-* elemét jelentésvesztés veszélye nélkül lehetne magyarra fordítani. Ez esetben a kifejezés *megfigyelőrendszer* lenne, amely kielégítő mértékben visszaadja angol eredetijének jelentését. E fordítást analóg módon lehetne alkalmazni a többi hasonló előtagú szóösszetétel esetében is.

129.

„Sok alárendelő összetett szavunknak elő- és utótagja között olyan bonyolult kapcsolat van, hogy az összetétel csak többszavas szerkezettel értelmezhető. Így például: vámvizsgálat = hol történő, mivel kapcsolatos vizsgálat?: vámnál történő, vámmal kapcsolatos vizsgálat; csigalépcső = mihez hasonló lépcső?: a csiga házához hasonló lépcső; stb.

Az ilyen, úgynevezett jelentéstömörítő összetételek tagjait, köztük a hasonlító összetételeket, mindig egybeírjuk: barázdabillegető, emlékkönyv, hamutálca, motorcsónak, szénapadlás, testvérváros, villanyvilágítás; cinóbervörös, hófehér, hollófekete, galambősz, ultramarinkék; stb.”

110.

„A tárgyas, a határozós és a birtokos jelzős kapcsolatok lehetnek jelöltek és jelöletlenek is. Jelölt tárgyas, határozós és birtokos jelzős szókapcsolatok a következők: autót mentő, kincset kereső, munkát vállaló; áldozatra kész, hátton úszó, széltől védett; (a) gépkocsi fényszórója, (az) iskolának az udvara, (a) mosógép eladása; stb. Ha hiányzik a viszonyrag, illetve a birtokos személyjel, akkor a kapcsolat jelöletlen. A jelöletlen tárgyas, határozós és birtokos jelzős kapcsolatok tagjait mindig egybeírjuk, például: autómentő, kincskereső, munkavállaló; áldozatkész, hátúszó, szélvédett; gépkocsifényszóró, iskolaudvar, mosógépeladás [vö. 106., 135.]”

A dolgozatban előforduló egyéb szakkifejezések javasolt írásmódja:

*paraméterkör, periódusindex*: két- vagy háromelemű összetételek, melyek hossza azonban nem haladja meg a hat szótagot, tehát egybe írandók.

*diszkriminanciaanalízis, klaszteranalízis, monitoringrendszer, monitoringhálózat, waveletfüggvény, faktoranalízis*: kételemű összetételek, tehát egybe írandók (függetlenül a szótagszámuktól).

*főkomponens-analízis, főkomponens-érték, vízminőség-idősor, waveletspektrum-beclés*: háromelemű szóösszetételek, melyek meghaladják a hat szótagot, tehát kötőjeles alak javasolt.

*Lomb-Scargle-periodogram, L-S-módszer, CCDA-módszer, CCDA-vizsgálat, HCA-módszer*: ha a kifejezésben tulajdonnév vagy azt helyettesítő mozaikszó található, akkor a kötőjeles megoldás javasolt (lásd a Kodály-módszer írásmódját).

*klorofill-a-beclés, klorofill-a-koncentráció*: jelöletlen birtokviszony van a tagok között, de ennek ellenére a teljes egybeírás nem javasolt; erre jelenthet alternatívát a kötőjeles írásmód.



## II. melléklet: R forráskód a waveletspektrum-becsléshez a `dp1R` (Bunn, 2008, 2010;

### Bunn et al., 2016) csomag alapján

```
require(dp1R)

wavelet.plot.sajat=function(wave.list,wavelet.levels=quantile(wave.list$Power,probs=seq(
from=0,to=1,by=0.1)),par.lab=gettext("parameter"),sl.lab=gettext("s1name"),x.lab=gettext(
("Time"),period.lab=gettext("Period"),crn.lab=gettext("RWI"),key.cols=rev(rainbow(length
(wavelet.levels)-1)),key.lab=parse(text=paste(
"\",gettext("Power"),"\^2")),crn.col="black",crn.lwd=1,coi.col="black",crn.ylim=range(
wave.list$y)*1.1,Save=F,periodus_jelzo=0){
  y=wave.list$y
  x=wave.list$x
  wave=wave.list$wave
  period=wave.list$period
  Signif=wave.list$Signif
  coi=wave.list$coi
  coi[coi==0]=1e-12
  Power=wave.list$Power
  siglvl=wave.list$siglvl
  Signif=t(matrix(Signif,dim(wave)[2],dim(wave)[1]))
  Signif=Power/Signif
  period2=log2(period)
  ytick=unique(trunc(period2))
  ytickv=2^(ytick)
  coi2=log2(coi)
  coi2[coi2<0]=0
  coi2.yy=c(coi2,rep(max(period2,na.rm=TRUE),length(coi2)))
  coi2.yy[is.na(coi2.yy)]=coi[2]
  yr.vec.xx=c(x,rev(x))
  par.orig=par(c("mar","las","mfrow"))
  on.exit(par(par.orig))
  nlevels=length(wavelet.levels)
  seq.level=seq_len(nlevels-1)
  key.labs=formatC(wavelet.levels,digits=4,format="f")
  asp=NA
  xaxs="i"
  yaxs="i"
  las=1
  xlim=range(x,finite=TRUE)
  ylim=range(period2,finite=TRUE)
  z=Power
  if(Save==F){
    layout(matrix(c(3,2,1),ncol=1,byrow=TRUE),heights=c(1,1,0.3))
    mar=c(3,3,0.1,3)
    par(mar=mar,tcl=0.5,mgp=c(1.5,0.25,0),las=las)
    plot.new()
    plot.window(xlim=c(1,nlevels),ylim=c(0,1),xaxs=xaxs,yaxs=yaxs,asp=asp)
    rect(seq.level,0,2:nlevels,1,col=key.cols)
    axis(1,at=seq_along(wavelet.levels),labels=key.labs)
    title(sub=key.lab,cex.sub=1,line=1.5)
    par(mar=mar,tcl=0.5,mgp=c(1.5,0.25,0))
    plot.new()
    plot.window(xlim,ylim,"",xaxs=xaxs,yaxs=yaxs,asp=asp,las=las)
    .filled.contour(as.double(x),as.double(period2),z,
                    as.double(wavelet.levels),key.cols)
    contour(x,period2,Signif,levels=1,labels=siglvl,drawlabels=FALSE,
axes=FALSE,frame.plot=FALSE,add=TRUE,lwd=2,col="black")
    polygon(yr.vec.xx,coi2.yy,density=c(10,20),angle=c(-45,45),col=coi.col)
    if(periodus_jelzo!=0){
      abline(h=log2(periodus_jelzo))
    }
    axis(1)
    axis(2,at=ytick,labels=ytickv)
    axis(3,labels=NA)
    axis(4,at=ytick,labels=NA)
    title(xlab=x.lab,ylab=period.lab)
    box()
    mar=c(0.1,3,3,3)
    par(mar=mar,las=0)
    plot(x,y,type="l",xlim,xaxs=xaxs,yaxs=yaxs,asp=asp,xlab="",ylab="",
axes=FALSE,col=crn.col,lwd=crn.lwd,ylim=crn.ylim)
    axis(1,labels=NA)
    axis(2,labels=NA)
    axis(3)
```

```

axis(4)
mtext(crn.lab,side=4,line=1.5,cex=0.75)
mtext(paste(sl.lab,par.lab),side=3,line=1.5,cex=0.75)
box()
}
else{
png(paste(sl.lab,"",par.lab,".png",sep=""))
layout(matrix(c(3,2,1),ncol=1,byrow=TRUE),heights=c(1,1,0.3))
mar=c(3,3,0.1,3)

par(mar=mar,tcl=0.5,mgp=c(1.5,0.25,0),las=las)
plot.new()
plot.window(xlim=c(1,nlevels),ylim=c(0,1),xaxs=xaxs,yaxs=yaxs,asp=asp)
rect(seq.level,0,2:nlevels,1,col=key.cols)
axis(1,at=seq_along(wavelet.levels),labels=key.labs)
title(sub=key.lab,cex.sub=1,line=1.5)

par(mar=mar,tcl=0.5,mgp=c(1.5,0.25,0))
plot.new()
plot.window(xlim,ylim,"",xaxs=xaxs,yaxs=yaxs,asp=asp,las=las)
.filled.contour(as.double(x),as.double(period2),z,
               as.double(wavelet.levels),key.cols)
contour(x,period2,Signif,levels=1,labels=siglvl,drawlabels=FALSE,
        axes=FALSE,frame.plot=FALSE,add=TRUE,lwd=2,col="black")
polygon(yr.vec.xx,coi2.yy,density=c(10,20),angle=c(-45,45),col=coi.col)

if(periodus_jelzo!=0){
  abline(h=log2(periodus_jelzo))
}
axis(1)
axis(2,at=ytick,labels=ytickv)
axis(3,labels=NA)
axis(4,at=ytick,labels=NA)
title(xlab=x.lab,ylab=period.lab)
box()

mar=c(0.1,3,3,3)
par(mar=mar,las=0)
plot(x,y,type="l",xlim,xaxs=xaxs,yaxs=yaxs,asp=asp,xlab="",ylab="",
     axes=FALSE,col=crn.col,lwd=crn.lwd,ylim=crn.ylim)
axis(1,labels=NA)
axis(2,labels=NA)
axis(3)
axis(4)
mtext(crn.lab,side=4,line=1.5,cex=0.75)
mtext(paste(sl.lab,par.lab),side=3,line=1.5,cex=0.75)
box()
dev.off()
}
}
#####
wave.fun=function(Adat,Ido,Int,Per,Plot=F,Save=F,filename=gettext("filename"),
                 pj=26)
{
  parameterek=length(Adat)
  d=Int
  p=Per
  wave.mtx=numeric(0)
  fn=filename
  for(iin1:parameterek){
    y=Adat[,i]
    splineil=spline(Ido,y,n=max(Ido)-min(Ido)+1)
    spx=splineil$x[seq(1,max(Ido)-min(Ido)+1,d)]
    spy=splineil$y[seq(1,max(Ido)-min(Ido)+1,d)]
    wave.list=morlet(spy,spx,dj=0.1,siglvl=0.95)
    if(Plot==T){
      wavelet.plot.sajat(wave.list,Save=T,sl.lab=fn,par.lab=names(Adat[i]),
                        periodus_jelzo=pj)
      png(paste(filename,"",names(Adat)[i],"_spl",".png",sep=""),width=1920,
          height=1080)
      par(mfrow=c(2,1))
      plot(Ido,y,col="blue",main=paste(filename,names(Adat)[i],"\\nadat&spline"),
           ylim=c(min(splineil$y),max(splineil$y)))
      lines(splineil$x,splineil$y,col="red")
      plot(spx,spy,type="l",main=paste(filename,names(Adat)[i],
                                       "\\nsplinebóllújramintavételezett"),col="purple")
      dev.off()
    }
  }
}

```

```

}
x=wave.list$x
Signif=wave.list$Signif
period=wave.list$period
wave=wave.list$wave
Power=wave.list$Power
Signif=t(matrix(Signif,dim(wave)[2],dim(wave)[1]))
Signif=Power/Signif
cn=which(abs(period-p)==min(abs(period-p)))
p.x=x[Signif[,cn]>0.95]
tmp=numeric(0)
for(jin1:length(x)){
  if(sum(x[j]==p.x)==0){
    tmp[j]=0
  }
  else{
    tmp[j]=1
  }
}
wave.mtx=cbind(wave.mtx,tmp)
}
wave.mtx=cbind(x,wave.mtx)
wave.mtx=as.matrix(wave.mtx)
colnames(wave.mtx)=c("ido",names(Adat))
wave.perc=numeric(dim(wave.mtx)[2])
for(kin2:dim(wave.mtx)[2]){
  wave.perc[k]=(sum(wave.mtx[,k])*d)/(length(wave.mtx[,k])*d)
}
wave.perc[1]=sum(wave.perc[2:dim(wave.mtx)[2]])/length(Adat)
wave.perc=t(wave.perc)
colnames(wave.perc)=c("összesperiod",names(Adat))

if(Save==T){
  write.table(wave.perc,file=paste(fn,"wave.perc.csv"),sep=";")
  write.table(wave.mtx,file=paste(fn,"wave.mtx.csv"),sep=";")
}
return(list(wave.perc=wave.perc,wave.mtx=wave.mtx))
}
#####
wave.tomb=function(adat,nev.oszlop,par.oszlop,ido.oszlop,pj=26)
{
  a=adat
  no=nev.oszlop
  po=par.oszlop
  io=ido.oszlop
  tomb=numeric(0)
  SLs=names(table(a[,no]))
  for(lin1:length(SLs)){
    Adat=a[a[,no]==SLs[l],po]
    Ido=a[a[,no]==SLs[l],io]
    results=wave.fun(Adat,Ido,14,pj,Plot=T,Save=T,filename=SLs[l],pj=pj)
    tomb=rbind(tomb,results$wave.perc)
  }
  return(list(tomb))
}
}

```