# A makroszkópikus vízi gerinctelen szervezetek minősítési eredményei alapján számított vízkémiai paraméterekre vonatkozó osztályhatár javaslatok megállapításának elvi alapja és módszere.

**(Bioaqua Pro Kft.„ 2009 február)**

A vízkémiai adatbázisból kapott adatállományt a VTVOR kódok alapján összekötöttük a Bioaqua Pro Kft., adatbázisában található azon mintavételi helyekkel, melyeken az elmúlt négy év folyamán a VKI elvárásait kielégítő kvantitatív makroszkópikus vízi gerinctelen mintavétel történt. Ennek eredményeként egy olyan adatmátrixot kaptunk, melyben a VTVOR kódok alapján egymás mellé kerültek az egyes víztestek $Q_{BAP}$ index-szel elvégzett ökológiai alapállapotminősítési értékei és a vízkémiai háttérváltozók.
Az adatállományt feldaraboltuk víztesttípusok szerint, ill. egészen pontosan a fenti táblázatban szereplő víztesttípuscsoportok szerint.
Az elemzés során víztesttípuscsoportonként korreláció-analízissel vizsgáltuk, hogy van-e statisztikai módszerekkel igazolható összefüggés a makroszkópikus vízi gerinctelenek mintavételi eredményei alapján számított $Q_{BAP}$ index értékei és az egyes háttérváltozók értékei között, ill. milyen irányú az összefüggés. Szignifikancia szintnek a biostatisztikában általánosan elfogadott $p<0,05$-öt választottuk. Két marginálisan szignifikáns ($0,1>p>0,05$) összefüggést is jelentősnek tekintettünk és további elemzésnek vetettük alá.
A vízkémiai adatbázisból kapott háttérváltozók közül a következőket vontuk be a korreláció-analízisbe: BOI, dikromátos és permanganátos KOI, $NH_4^+$, $NO_3^-$, Összes nitrogén, $PO_4^{3-}$, összes foszfor. Ez azzal indokolható, hogy a szervesanyagterhelésre utaló háttérváltozók (pl.: KOI, BOI, $NH_4^+$) és a makroszkópikus vízi gerinctelen fauna kapcsolata, ill. már évtizedek óta kutatott jelenség. A makroszkópikus vízi gerinctelen fauna szervesanyagterhelésre vonatkozó magas indikációs értéke miatt számos szaprobiológiai vízminősítési rendszer kidolgozásának alapját képezték. Emellett gyakran a szervesanyagterheléstől mind térben mind időben nehezen választható el a növényi tápanyagok koncetrációja a vízben. Mindemellett több szakirodalomban olvashatók olyan vizsgálati eredmények, melyek a összefüggést mutattak ki egyes növényi tápanyagok koncetrációja és bizonyos fajok térbeli eloszlási mintázata között.
**A fenti táblázatban látható, hogy a síkvidéki kisvízfolyások, a síkvidéki, szerves mederanyagú vízfolyások és a síkvidéki, pangó vizű vízfolyások kivételével minden víztesttípuscsoportban találtunk jelentősnek tekinthető szignifikáns összefüggést bizonyos vízkémiai háttérváltozók és a makroszkópikus vízi gerinctelen szervezetek mintavételi eredményei alapján számított ökológiai állapotminőség mérőszámai között.**
A rendelkezésre álló adatállomány elemzése alapján összességében arra a következtetésre juthatunk, hogy a síkvidéki kisvízfolyások, ill. alapvetően a síkvidéki vízfolyások esetében a háttérváltozók vizsgált tartományában kevésbé szoros összefüggés mutatható ki a vízi gerinctelen fajegyüttes által mutatott ökológiai állapotminőséggel. Szélesítve a háttérváltozók vizsgálati tartományát valószínűleg ezen vízfolyások esetében is nőne a szignifikáns korrelációs kapcsolatok száma és erőssége.
Ezzel szemben a hegy és dombvidéki vízfolyásokban elsősorban a kisvízfolyásokban, főleg azok középső és alsó szakaszán a háttérváltozók vizsgált tartományában is igen erős korrelációs kapcsolatokat mutattunk ki mind a közvetlenül szervesanyagterhelésre utaló mutatók, mind a növényi tápanyagok koncetrációja és a $Q_{BAP}$ index értékei között.
Azokban az esetekben, mikor statisztikailag igazolható negatív összefüggést mutattunk ki az ökológiai állapotminőség ($Q_{BAP}$) és az adott háttérváltozó értéke között, a következő lépésben a lehető legnagyobb $R^2$ értékkel jellezhető görbét illesztettük a koordinátarendszerben (Y

tengely kémiai háttérváltozó, X tengely $Q_{BAP}$) megjelenített ponthalmazra. A legjobban illeszkedő görbék egyenletei szintén a fenti táblázatban találhatók. A matematikai egyenletek segítségével meghatároztuk a $Q_{BAP}$ index által mutatott közepes és jó, valamint a jó és kiváló ökológiai állapotminőségi osztályhatárokhoz rendelhető kémiai háttérváltozó értékeket.

Meg kell jegyezni, hogy az elemzés során problémát jelentett, hogy nem lehetett pontosan hozzárendelni a kémiai háttérváltozók mérőpontjainak koordinátáihoz a makrogerinctelen mintavételi helyek koordinátáit, következésképpen elképzelhető, hogy a két koordináta között valamilyen terhelés található. Sok esetben, bár ugyanaz volt az ökológiai állapotminősítési értékhez és a vízkémiai háttéradatokhoz tartozó VTVOR kód más víztestből származnak. A legtöbb víztesttípuscsoport esetében viszonylag kevés adattal dolgozhattunk, mely látszik a táblázatban megadott szabadsági fok értékekből.

**Továbblépés**

Bizonyosan ugyanazokról a mintavételi helyekről származó vízi makrogerinctelen és vízkémiai háttérváltozó adatállomány esetén még pontosabb eredményekre és a síkvidéki víztesttípuscsoportok esetében is több szignifikáns korrelációs kapcsolatra lehet számítani.

| | **változó** | **p értéke** | **r értéke** | **df** | **egyenlet** | **$R^2$** | **jó – közepes osztályhatár** | **kiváló-jó osztályhatár** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Dombvidéki közepes vízfolyások és nagy folyók | $PO_4^{3-}$ | 0,026 | -0,482 | 20 | y = -47,518Ln(x) + 304,14 | 0,3392 | **67,98** | **41,39** |
| Duna hazai szakasza | BOI | 0,099 | -0,3703 | 20 | $y = 4,2081e^{-0,002x}$ | 0,0755 | **3,31** | **2,76** |
| Duna hazai szakasza | $NH_4^+$ | 0,036 | -0,7383 | 21 | $y = 14,197x^{-1,0576}$ | 0,2841 | **0,09** | **0,05** |
| Duna hazai szakasza | $PO_4^{3-}$ | 0,035 | -0,4518 | 21 | $y = 843,41x^{-0,5884}$ | 0,1425 | **50,43** | **36,28** |
| Duna hazai szakasza | $P_{össz}$ | 0,012 | -0,5478 | 19 | $y = 267,62e^{-0,0051x}$ | 0,1696 | **145,12** | **91,7** |
| Hegyvidéki és dombvidéki kisvízfolyások | BOI | 0,086 | -0,2647 | 42 | $y = 4,6182e^{-0,0052x}$ | 0,0917 | **3,09** | **2,3** |
| Hegyvidéki és dombvidéki kisvízfolyások | $KOI_{PE}$ | 0,002 | -0,4666 | 41 | $y = 9,3705e^{-0,0059x}$ | 0,1882 | **5,95** | **4,25** |
| Hegyvidéki és dombvidéki kisvízfolyások | $KOI_{DE}$ | 0,001 | -0,4716 | 42 | $y = 32,829e^{-0,0082x}$ | 0,2264 | **17,46** | **10,94** |
| Hegyvidéki és dombvidéki kisvízfolyások | $NH_4^+$ | <0,0001 | -0,7063 | 42 | $y = 1,938e^{-0,038x}$ | 0,4491 | **0,1** | **0,01** |
| Hegyvidéki és dombvidéki kisvízfolyások | $NO_3^{2-}$ | 0,001 | -0,5056 | 43 | y = -1,9742Ln(x) + 10,723 | 0,3334 | **2,15** | **1,05** |
| Hegyvidéki és dombvidéki kisvízfolyások | $N_{össz}$ | 0,042 | -0,4713 | 18 | y = -2,8685Ln(x) + 15,716 | 0,4747 | **3,26** | **1,67** |
| Hegyvidéki és dombvidéki | $PO_4^{3-}$ | 0,000 | -0,5332 | 42 | $y = 696,28e^{-0,0265x}$ | 0,2836 | **90,49** | **19,98** |

| | **változó** | **p értéke** | **r értéke** | **df** | **egyenlet** | **$R^2$** | **jó – közepes osztályhatár** | **kiváló-jó osztályhatár** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| kisvízfolyások | | | | | | | | |
| Hegyvidéki és dombvidéki kisvízfolyások | $P_{össz}$ | 0,001 | -0,5085 | 41 | $y = 942{,}91e^{-0{,}0195x}$ | 0,2499 | **210,08** | **69,13** |
| Hegyvidéki és dombvidéki kisvízfolyások felső szakaszai | $NO_3^{2-}$ | 0,0086 | -0,7608 | 10 | $y = 3{,}3388e^{-0{,}0061x}$ | 0,267 | **2,15** | **1,55** |
| Síkvidéki kisvíz-folyások | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Síkvidéki közepes és nagy folyók | $P_{össz}$ | 0,0458 | -0,4902 | 16 | $y = 278{,}04e^{-0{,}006x}$ | 0,1847 | **151,68** | **96,71** |
| Síkvidéki, szerves mederanyagú vízfolyások | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Síkvidéki, pangó vizű vízfolyások | - | - | - | - | - | - | - | - |

- *a táblázatban szereplő értékek az e-mailen átküldött xls. táblákban szereplő mértékegységben vannak feltüntetve*
- *a táblázatban szereplő javasolt osztályhatárok 2 tizedesig számított értékek, melyek nyilvánvalóan kerekítésre szorulnak, a többi élőlénycsoport eredményeinke figyelembe vételével*