

Válasz Dr. Czárán Tamás, MTA doktora bírálataira

Köszönöm az értekezésem alapos bírálatát Dr. Czárán Tamásnak és a kisebb részletekre is kiterjedő megjegyzéseit. Megtisztelő számomra, hogy elismeréssel nyilatkozott az értekezésről. Az alábbi válaszokat adom kérdéseire és megjegyzéseire.

I.

Az első fejezet a hal-közösségek térbe allokált diverzitásának felmérését, ill. lokális és regionális (alfa és béta) komponensekre bontását célozza a Kárpát-medencében. Itt hiányoltam a legjobbnak talált Chao 1 diverzitás-becslő algoritmusok formális definícióját (a szóbeli mellett), valamint az algoritmus kitüntetett voltának indoklását is. Az eredményeket összefoglaló 1. Táblázat aláírásában hiányzik a legtöbb, a vizsgálatban alkalmazott algoritmus (pl.: ACE, ICE, stb.) említése, és a szövegben sem találkoztam ezekkel. A PCA-ban alkalmazott távolság-index az abundancia-adatok esetében a Hellinger-index, de ennek a választásnak az indoklását sem találtam a szövegben.

1. Kérdés: Milyen ökológiai tényezők okozhatják a kétféle béta-diverzitási érték (vízfolyás-típusok, ill. típusokon belül a különböző vízfolyás-szakaszok közötti) közel azonos voltát a 2. Ábrán a fajszámokban? Mennyire jelenthet ez egyfajta térbeli függetlenséget a fajszám-eloszlásban?

Válasz

Köszönöm, hogy felhívta figyelmemet, valóban kifelejtettem az értekezésből az összes fajszámbecslő módszer teljes nevének kiírását és az algoritmusok formális definíciójának megadását. Ezekre csak irodalmi hivatkozással utaltam. A fajszámbecslő programok hatékonyságával foglalkozó cikkek (pl. Mao és Colwell, 2005; O'Hara, 2005) mind hangsúlyozzák, hogy a fajszám becslése nem egyszerű feladat. A Chao 1 módszert azért választottam szemléltetésül, mert e nem parametrikus fajszámbecslő módszer az egyik leginkább alkalmazott (pl. Irz et al., 2004) és az értékelések szerint általában a legjobban teljesítő becslési módszer (Cam et al., 2002; Walther és Moore, 2005). Mint azonban az 1 táblázatban is látható, az alkalmazott egyéb becslő programok is konzisztens eredményt adtak a vízfolyástípusok közötti összehasonlításban.

A rendkívül változatos hasonlósági/távolsági indexek legmegfelelőbbikének kiválasztásához sajnos nem vagyok igazán avatott szakértő. A Hellinger indexet mértékadó biostatistikusok javaslatára alkalmaztam (lásd pl. Legendre és Gallagher, 2001-es Oecologia cikke) és hogy eredményeink összhangban legyenek egyéb vizsgálatok értékelési módszertanával.

A két hierarchikus szinten (vízfolyás-típusok, ill. típusokon belül a különböző vízfolyás-szakaszok között) tapasztalt közel azonos beta diverzitási értékek elsődleges oka a típusokon belüli nagyfokú variabilitás a mintavételi szakaszok fajgazdagságában. Ennek okai pedig a vízfolyás szakaszok élőhelyi különbségei természetes hidromorfológiai különbségek és emberi befolyás miatt, illetve a vízfolyásszakaszok tipológiai besorolásában rejlő kisebb hibák. Például a síkvidéki és dombvidéki kisvízfolyások élőhelyi szerkezete típuson belül is nagyfokú variabilitást mutat, ami sok esetben összemérhető a típusok közötti variabilitással. Mindez nagy mértékű variabilitást okozhat a halállomány típuson belüli és közötti szerkezetében, olyannyira, hogy azok variabilitása csak kis mértékben tér el egymástól. A fajok száma a nagyobb vízgyűjtők között valamelyest függetlennek tekinthető, azonban minden nagy vízgyűjtőn változatos vízfolyástípusok találhatók, ami miatt a halállomány fajgazdagsága a szakaszok között is nagy változatosságot mutat vízgyűjtőkön belül.

II.

A második fejezet a terepi adatgyűjtés módszertanának fejlesztésével foglalkozik – erről a fejezetről kompetencia híján nem tudok érdemben nyilatkozni, de semmilyen számomra is érzékelhető hibát nem találtam benne.

III.

A metaközösségek összehasonlításában alkalmazott relatív abundancia-alapú hasonlósági index (Bray-Curtis) használatának indoklását itt is hiányoltam.

Az 56. oldal első mondatában a szignifikáns distance decay esetek száma a Jaccard indexre 7, a Bray-Curtis-re 3 (nem fordítva).

2. Kérdés: A fejezetben a következő félmondatot olvastam (43. oldal, 3. sor): „...térbeli kényszerek (vándorlási folyamatok, *neutrális dinamika*)”. Számomra a térbeli ökológiai kényszerek a populációdinamikát befolyásoló azon hatások, amelyek a populáció tökéletes térbeli keveredését, vagyis a „mindenki mindenki mással mindig azonos valószínűséggel állhat kölcsönhatásban” idealizált helyzetet lehetetlenné teszik. Ilyen pl. az egyedek közötti kölcsönhatások véges hatótávolsága, a foltos környezet (metapopulációs alaphelyzet), illetve az egyedek korlátozott mozgékonyága. A neutrális dinamika semmiképpen nem tartozik ide szerintem. Milyen logika szerint került mégis ide?

Válasz

A Bray-Curtis indexet mértékadó kvantitatív ökológusok javasolják és használják, talán a leginkább elterjedt abundancia alapú index; ezért és a korábbi irodalommal való összevethetőség érdekében használtuk.

A metaközösségek szerveződését befolyásoló hatások fogalmi köre eléggé zavaros az ökológiában, az egyes fogalmak alatt igen változatos hatásokat értenek a szerzők és ezt követve sajnos én is pontatlanul fogalmaztam, amikor a neutralis dinamika kifejezést használtam. Egyetértek bírálómmal, hogy a térbeli kényszerek azok a hatások, amik a populációk és jelen esetben pedig a közösségek tökéletes térbeli keveredését gátolják. A metaközösségekkel foglalkozó számos cikkben a diszperziót azonban neutrális folyamatként azonosítják és neutrálisnak tekintik azokat a sztochasztikus folyamatokat is amiket megjósolni nem tudunk, azonban a helyek közötti térbeli távolság (azaz az elkeveredés hiánya) miatt kialakulhatnak a közösségek között, pusztán a fajok egyedei közötti születési és halálozási dinamika különbözősége miatt. E fogalmi kör zavarosságának letisztázására való kiváló törekvés található pl Vellend et al., 2014: Assessing the relative importance of neutral stochasticity in ecological communities. Oikos és Lowe & McPeck 2014 Is dispersal neutral? TREE cikkében.

IV.

A negyedik fejezet a Marcalon levonult vörösiszap-szennyezés ökológiai hatásának vizsgálatáról szól. Úgy vélem, a fő konklúzió (hogy ti. a kémiai szennyezésekből meglepően gyorsan felépülnek a folyóvizek) nagyon fontos a természetvédelem számára. A regenerálódás dinamikája különböző esetekben nyilván más és más – a tiszai cianid-szennyezés pl. tudomásom szerint a folyó mérete miatt viszonylag kis kárt okozott, mert a szennyezett víz egy pászmban vonult le, a víztest nagyobb részét nem érintve.

3. Kérdés: Lehetett-e hasonló helyzet a vörösiszap-szennyezéssel a Marcalon? A 25. ábrán azt látjuk, hogy az S3 és az S6 mintavételi helyeken két héttel a szennyezés után is volt élő hal a mintákban. Ezt később a befolyókból történt gyors visszatelepüléssel

magyarázza a Jelölt, de akkor nem világos, hogy a többi mintavételi helyen ez miért nem következett be? Nem lehetséges-e, hogy az S3 és S6 mintavételi helyeken mégis maradt élő hal, a tiszai túlélőkéhez hasonló okból?

Válasz

Kicsit pontosítanék a tiszai ciánszennyezés mértékének megítélésében. A szennyezés összességében nagy károkat okozott az élővilágban és a folyó és élővilága nyújtotta ökoszisztéma szolgáltatásokban (pl. horgászat, halászat, vízi turizmus).

A természetvédelem és vízgazdálkodás számára valóban fontos információ, hogy a vízfolyások szukcesszionális dinamikája eltér a jól ismert szárazföldi „ökoszisztémák” (pl. erdei társulások) dinamikájától. Az általánosan nem egyensúlyi dinamikával jellemezhető vízfolyások halfaunájának fajösszetétele, mint a Marcalon végzett kutatásunk is igazolja, szerencsére viszonylag hamar helyreáll. A fajok mennyiségi viszonyaiban (abundancia, biomassa értékek) azonban jelentős mértékű ingadozások tapasztalhatók.

A Marcalra leghamarabb a szennyezés után két héttel tudtunk kijutni. Ekkor két helyen tudtunk halat gyűjteni az öt szennyezett szakaszból; azonban csupán néhány egyed. Egyetértek bírálómmal abban, hogy nem kizárt, hogy néhány hal túlélhette a katasztrófát. Látva az ottani viszonyokat és tapasztalva a szennyezés mértékét még két hét után is, ennek esélye azonban kicsi és ezért fogalmaztunk úgy publikációnkban is, hogy a folyó halállománya gyakorlatilag kihaltnak volt tekinthető. De valóban, két héttel a szennyezést követően nem tudjuk egyértelműen igazolni, hogy a két helyen gyűjtött néhány egyed túlélő vagy pedig betelepülő volt-e.

V.

Az ötödik fejezet roppant elegánsan és meggyőzően mutatja be a hálózat-elmélet alkalmazhatóságát ökológiai problémák megoldásában, illetve természetvédelmi döntések meghozatalában. Alkalmasan súlyozott gráfokon alkalmazott egyszerű konnektivitási indexekkel viszonylag kevés terepi adatból kontrasztos és kellően megalapozott módon lehet kiválasztani védelemre érdemes vízfolyás-szakaszokat.

4. Kérdés: A gráf csúcspontjainak (az egyes vízfolyás-szegmenseknek) a súlyozásában használt természetvédelmi érték (CV) definíciójában miért szerepel meglepően kis (1-es) súllyal a pannon endemizmusok száma? Az általános természetvédelmi szemléletmód szerint ezeknek hatalmas súllyal kéne szerepelniük.

Válasz

A halállomány természetvédelmi értékének jellemzésére a Guti Gábor által 1995-ben közölt és hazai szinten széles körben alkalmazott egyszerű indexet alkalmaztuk. Ez az index különböző súllyal veszi figyelembe a halfajokat ritkaságuk alapján, egyre növekvő súlyt adva a gyakori (egyes szorzó), ritka (kétszeres szorzó), sérülékeny (háromszoros szorzó) és veszélyeztetett (négyeszeres szorzó) státuszú fajoknak. Az endemikus fajok jelenlétét pedig ezen felül veszi figyelembe. Mivel az endemikus fajok a veszélyeztetett vagy sérülékeny kategóriákban találhatók jelenlétük már egyszer figyelembe van véve az indexben és még emellett kapnak mintegy plusz pontot azon helyek ahol ezen fajok előfordulnak. Természetesen lehetne még nagyobb súllyal figyelembe venni e fajokat (szinte ahány ilyen index annyiféle súlyozás), de e tekintetben nem láttuk szükségét változtatni az indexen vagy súlyozás miatt új indexet javasolni. Az eredmények a fajok viszonylag nagy száma és ehhez képest az endemikus fajok igen kis száma miatt minden bizonnyal robusztusnak tekinthetők abban az esetben is, ha az endemikus fajokat még nagyobb súllyal vettük volna figyelembe.

VI.

Az utolsó fejezet a gyakorlati természetvédelem szempontjából a talán a legfontosabb, részben azért, mert hazánk egész területére kiterjedően javasol védelem alá helyezni olyan területeket, amelyek a lehető legtöbb hazai halfaj számára otthont nyújtó vízfolyásokat tartalmaznak a lehető legkisebb területen.

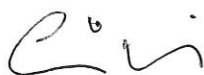
5. Kérdés: A nemzetközi megállapodások lehetőségeit is figyelembe véve mekkora az esélye a fejezetben felvázolt 4 forgatókönyv közül bármelyik megvalósulásának (akár részlegesen)?

Válasz

Sajnos kis esélyt látok a bemutatott 4 forgatókönyv akár részleges megvalósulásának is. Kutatásunkban rámutattunk arra, hogy hozzávetőlegesen melyek azok a területek (részvízgyűjtők) amelyek védelmével teljesülhet a halállomány és a halpopulációk előfeltételként megadott szintű megőrzése. A védelemre javasolt részvízgyűjtők nagy többsége nemzeti parkjaink területén vagy azok közelében található, ezért területi igényben nem jelentene jelentős módosítást a védett területhálózat kiterjesztése (még az ország kis méretéhez képest sem). A hazai természetvédelemnek, nemzeti parkjainknak azonban még a saját területükön sincs lehetősége igazán hatékonyan megtartani a vízfolyásokat természetes állapotukban. A területi lehatárolás egy táblával pedig még nem jelent hatékony védelmet vízfolyások esetében.

Az erőn felüli szélmalomharcot vívó természetvédelem mentségére legyen szólván a vízfolyások igazán hatékony védelme általánosan nagy kihívás, a vízfolyások térbeli szerkezete miatt. A lineáris szerkezetből fakadóan a vízfolyásokban gyakorlatilag nincsenek alternatív útvonalak az élőlények vándorlása, az anyag és energia élőhelyek közötti áramlása szempontjából. Például a védett területen kívül található gátak, tározók, még ha méretük el is törpül a vízfolyás méretéhez képest, alapvetően befolyásolhatják a vízfolyások ökológiai folyamatait (vándorlás akadályozása, hidrológiai és morfológiai viszonyok megváltozása, inváziós fajok terjedése). Emellett a víz áramlása révén a kémiai szennyezések nem csupán lokálisan, hanem a vízfolyás hosszanti szelvénye mentén hosszan kifejthetik hatásukat. A vízfolyások védelme ezért nehezebb a szárazföldi területek védelménél. Igazán hatékony védelmük csakis vízgyűjtő léptékű területvédelemmel lenne lehetséges hosszú (több 10 vagy akár 100 km-es szakaszon). Ez azonban az emberiség létszámának növekedésével (urbanizáció, mezőgazdasági területhasználat) számos problémába ütközik. Ennek ellenére még bízom abban, hogy idővel lesz egy-egy olyan vízfolyás/vízfolyásrendszer Magyarországon (nem csupán hegyvidéki kisvízfolyások) amelyek teljes hosszukban kerülnek védelem alá. Legutóbbi munkánkban épp a vízfolyásrendszerek természetvédelmi kijelölésére dolgoztunk ki egy általános módszertani keretrendszert, ami pont ezen kényszereket figyelembe véve javasolja vízfolyások szigorú védelmét a biodiverzitás megőrzése érdekében, míg egyes vízfolyások részleges "feláldozását" változatos ökoszisztéma szolgáltatások (pl. tározás, mezőgazdasági igények) számára. Munkánkat szakmánk egyik legrangosabb folyóiratában, a Journal of Applied Ecology szaklapban közzétettük. Bízom benne, hogy minél többen tudják hasznosítani majd az ott közölt optimalizációs modellen alapuló területkijelölési eljárást.

Tisztelettel:



Erős Tibor

Tihany, 2018. március 6.