

Acta Biol. Debr. Oecol. Hung 14: 205–210, 2006

A FAJGAZDAGSÁG BECSLÉSÉNEK SKÁLAFÜGGŐ ÉRTELMEZÉSE: ESETTANULMÁNY TEGZESEKKEL

SCHMERA DÉNES¹ – ERŐS TIBOR²

¹MTA Növényvédelmi Kutatóintézete, 1525 Budapest, Pf. 102, E-mail:
schmera@julia-nki.hu

²MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézete, 8237 Tihany, Klebelsberg Kuno u. 3, E-mail: ertib@tres.blki.hu

SCALE-DEPENDENT ESTIMATION OF SPECIES RICHNESS: A CASE STUDY WITH CADDISFLIES

D. SCHMERA¹ – T. ERŐS²

¹Plant Protection Institute, Hungarian Academy of Sciences, H-1525 Budapest, POB. 102, E-mail: schmera@julia-nki.hu

²Balaton Limnological Research Institute, Hungarian Academy of Sciences, H-8237 Tihany, Klebelsberg Kuno u. 3, E-mail: ertib@tres.blki.hu

KIVONAT: Jelen dolgozatban arra kerestük a választ, hogy egy kisvízfolyás relatíve homogénnek tekinthető területén hogyan változik a tegzesek (Trichoptera) fajgazdagsága a mintavételi terület növelésével. Összesen 62 Surber mintát vettünk egy gázlóból. Egy újra-mintavételezési eljárást alkalmazva különböző nagyságú mintavételi területeket hoztunk létre (0.09 m²-től 5.58 m²-ig), melyek segítségével azt vizsgáltuk, hogy a tegzesek fajgazdagsága hogyan változik. Amíg a nyers fajgazdagság skálafüggést mutatott (fajszám a mintavételi terület hatására növekedett), a rarefaction-diverzitás alkalmas eszköznek tűnt a skálafüggőség kezelésére.

ABSTRACT: In the present study we analysed how species richness estimation of caddisflies changes as the sample area increases. Altogether 62 Surber samples were taken from a riffle. Applying a resampling procedure, we produced samples coming from different sampling areas (from 0.09 m² to 5.58 m²) and tested how species richness of caddisflies changes. Whereas raw species richness showed scale dependency (it increased as sampled area increased), rarefaction seemed to be an adequate tool for handling scale-dependency.

Key words: Trichoptera, caddisflies, scale, richness, rarefaction

Bevezetés

A biodiverzitással kapcsolatos problémák vizsgálata világszerte a szupraindividuális tematikájú kutatások élvonalába került (pl. TOWNSEND et al. 1997, SCHMERA 2003, ERŐS ÉS GROSSMAN 2005). A fordulat okát a bioszféra egészében tapasztalható nagymértékű fajszámcsökkenésben kereshetjük (JUHÁSZ-NAGY 1993), melyet többnyire az emberi tevékenység hatására fellépő élőhelydegradáció okoz (CHAPIN et al. 2000). Mindezen folyamatok olyan eljárások kifejlesztését mozdítják elő, melyek révén egy életközösség természeti állapota mérhetővé válik. A fajszám a közösségökológiai kutatások egyik legalapvetőbb paramétere és egyben a természetvédelmi érték egyik leggyakrabban használt helyettesítő mérőszáma (SUTHERLAND 2000). A fajgazdag területeket azért tarjuk értékesnek, mert az ott található közösségekben a 'közönséges' fajok mellett az emberi aktivitást el nem tűrő fajok is megjelennek. Ez a természetesen általánosságban érvényes; közismert, hogy a faunaidegen fajokkal a fajszám növekszik, ugyanakkor a természetvédelmi érték nem feltétlenül nő (vö.: SCHMERA 2003). Más szempontból vizsgálva, a fajgazdag közösségek jóval nagyobb stabilitást mutatnak zavarásokkal szemben, mint a fajokban szegényebbek (TILMAN és DOWNING 1994).

A fajgazdagság értékmérőként történő felhasználásának egyik korláta a fajgazdagság skálafüggése (SCHEINER et al. 2000): a mintavételi terület növelésével a fajszám növekszik. Számos, főként biogeográfiával kapcsolatos, elmélet született a jelenség magyarázatául. Talán a két legismertebb a passzív mintavételezési és az élőhely-heterogenitási elmélet. A passzív mintavételezési elmélet szerint nagyobb területen több egyed gyűjthető, a több egyed, pedig nagyobb valószínűséggel tartalmaz újabb fajokat. Az élőhely-heterogenitási elmélet szerint nagyobb területen többféle élőhely fordul elő, melyeken összességében változatosabb élőlényegyüttesek találhatóak, ezért a területről kimutatható fajok száma is nagyobb. Tulajdonképpen mindkét elmélet ugyanarra a megállapításra enged következtetni: a mintavételi terület növelésével a tapasztalt fajgazdagság növekedni fog.

Dolgozatunk első célkitűzése annak eldöntése volt, hogy egy kisvízfolyás relatíve homogénnek tekinthető élőhelyén miként növekszik a tegzesek fajgazdagsága a mintavételi terület növelésével, azaz a fajgazdagság skálafüggő-e. Második célkitűzésünk arra irányult, hogy a fajgazdagság mérését milyen eljárásokkal lehet skálafüggetlenné tenni. Ez utóbbi kérdésre adott válasz lehetővé teszi, hogy a mintavételi terület méretétől függetlenül (és vagy ezt figyelembe véve) lehessen a közösségek fajgazdagságát összehasonlítani.

Anyag és módszer

Gyűjtések helye és ideje és módja

Vizsgálati területnek a másodrendű Bernecei-patakot választottuk (térkép: ERŐS & GROSSMAN 2005 1. ábrája). A vízfolyás egy gyertyános-tölgyesen (*Quercus-Carpinetum*) folyik keresztül, a medret főként éger (*Alnus glutinosa*) szegélyezi. A vízfolyás erősen árnyékolt, így a patak élővilágának energiaforrását döntő többségben a vízbe behullót levelek biztosítják. A vízfolyást a gázló-medence élőhelyek természetes egymásutánisága jellemezi (SCHMERA & ERŐS 2004, 2005; ERŐS et al. 2005), alátámasztva a patak természetes középhegységi jellegét (ERŐS et al. 2003, SCHMERA 2004, SCHMERA & ERŐS 2004).

Előző munkáink alapján (SCHMERA 2004, SCHMERA & ERŐS 2004) egy gázlót választottunk vizsgálati helynek (hossz: 13 m, átlagos szélesség 4,1 m; földrajzi

koordináták: 47°58'03" N, 18°55'02" E; 188 m tengerszint feletti magasság). A víz mélysége a gázlóban 3 és 8 cm között változott. Annak ellenére, hogy a gázló a Bernecei-patak egy erőteljesen árnyékolt részén található, nem láttunk benne jelentős detritusz-, illetve levél-felhalmozódást. Az aljzat szemcseösszetételének döntő többségét (>95%) 4 és 8 cm közötti kövek képezték. A gyűjtéseket 2004. május 18-án, végeztük a következő módon: először feltérképeztük a gázlót, majd véletlenszerű (random) mintavétellel 62 mintavételi pontot jelöltünk ki rajta. A mintavételi pontokon Surber mintavevővel (0,09 m² alapterületű és 500 µm lyukbőségű) gázlón felfelé haladva gyűjtöttünk. A tegzesek azonosítását WARINGER és GRAF (1997) kulcsai alapján végeztük.

Függő változók

Négy, a fajgazdagság mérésére gyakran használt, függő változót vizsgáltunk: a fajszámot, az alapterületre standardizált fajszámot, a rarefaction-diverzitást és az alapterületre standardizált rarefaction-diverzitást. Fajszám alatt a mintában található fajok számát, alapterületre standardizált fajszám alatt az 1 négyzetméterre eső fajszámot (fajszám/négyzetméter) értjük. A rarefaction-diverzitást ($SR(m)$) a következő képlettel számoltuk:

$$SR(m) = S - \sum_{i=1}^S (1 - p_i)^m,$$

ahol S a teljes fajszám ($i=1$ -től S -ig), m az abundancia-szint, p_i az i -dik faj relatív gyakorisága. Alapterületre standardizált rarefaction-diverzitás alatt az 1 négyzetméterre eső rarefaction-diverzitást (rarefaction-diverzitás/négyzetméter) értjük.

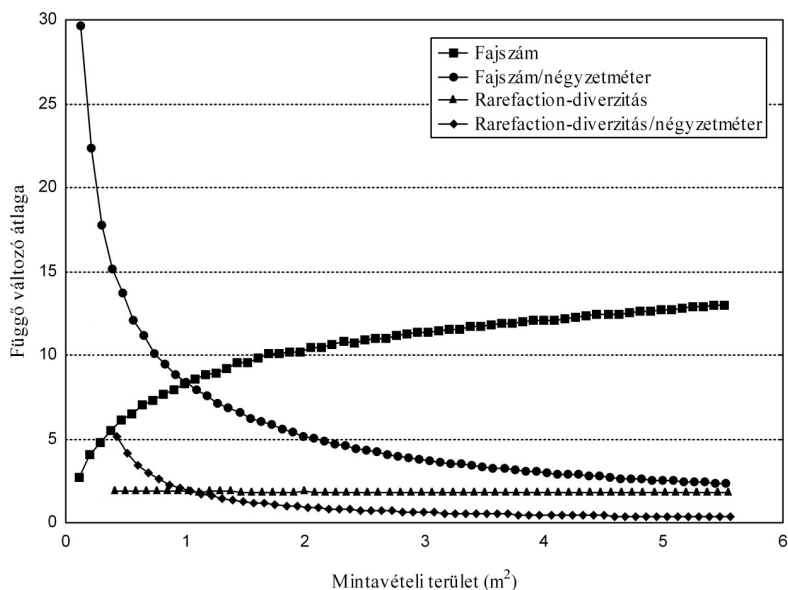
Statisztikai elemzések

A mintavételi terület növekedésének függő változókra gyakorolt hatását a következő módon vizsgáltuk. Véletlenül kiválasztottunk n darab Surber-mintát ($n=1$ -től 62-ig), a mintákat egyesítettük, majd pedig kiszámoltuk a négy függő változó értékét. A minták egyesítésekor a mintavételi területet kontroll alatt tartottuk (0,09 m² és 5,58 m² között), így független változónak tekintettük. A folyamatot 500-szor, véletlenszerűen megismételtük minden egyes mintaszámra, így minden mintavételi területhez (0,09 m² és 5,58 m² között, összesen 62 különböző érték) átlagos fajszám, átlagos fajszám/mégyzetméter, átlagos rarefaction-diverzitás és átlagos rarefaction-diverzitás/négyzetméter értékeket kaptunk. A rarefaction-diverzitás és a rarefaction-diverzitás/mégyzetméter értékeket $m=3$ abundancia szinten számoltuk, 0,36 m², illetve nagyobb mintavételi területeken.

Eredmények

Összesen 13 tegzes fajt gyűjtöttünk a vizsgált gázló 5,58 m²-es területéről (62 Surber minta). A fajszám a mintavételi terület növelésével telítődési görbét mutatott: 0,09 m²-es mintavételi terület esetén a fajszám 3 körüli értéket mutat, majd folyamatosan növekedve 5,58 m²-es mintavételi terület esetén eléri a 13-at (1. ábra). A fajszám/négyzetméter ellenkező módon változott: míg 0,09 m² alapterület esetén 30 körüli értéket mutatott, majd a mintavételi terület növelésével az értéke folyamatosan csökkent 3 körüli értékig (1. ábra). A rarefaction-diverzitás nem

mutatott érzékenységet a mintavételi terület növelésére (1. ábra). A rarefaction-diverzitás/négyzetméter a fajszám/négyzetméter értékhez hasonlóan viselkedett: kis mintavételi terület esetén magas, majd növekvő mintavételi területre folyamatosan csökkenő értéket mutatott (1. ábra).



1. ábra. A fajgazdagság becsléséhez alkalmazott mutatók átlagos értékei a mintavételi terület függvényében

Eredmények megvitatása

A fajszám az irodalmi adatokkal egybevágóan (SCHEINER et al. 2000) tipikus telítődési görbét mutatott: ahogy a mintavételi terület növekedett, úgy nőtt a kimutatott fajok száma (1. ábra). Ha a fajszámot alapterületre standardizáltuk, akkor a fajgazdagság/négyzetméter érték viszont a mintavételi terület növelésével csökkent (1. ábra). A jelenség magyarázatául az szolgál, hogy az eredeti Surber-minták közötti fajazonosság egy köztes (nem 0 és nem 100%) értéket vesz fel. Ha a fajkicserélődés 0% lenne (minden Surber-mintának ugyanaz a fajkészlete), akkor a fajszám nem változna a mintavételi terület növelésének hatására, ha a fajkicserélődés 100% lenne (minden Surber-mintában teljesen új fajok vannak), akkor a fajgazdagság/négyzetméter mutató nem csökkenne a mintavételi terület növelésének hatására. Ezen eredményünk arra hívja fel a figyelmet, hogy a fajszám, mint értékmérő csak akkor alkalmas két közösség fajgazdagságának összehasonlítására, ha a két közösség mintavételezése ugyanakkora területről történt. Ha a mintavételi területek különböznek, akkor sem a fajszám, sem az alapterületre standardizált fajszám (fajszám/négyzetméter) nem alkalmas a fajgazdagságok összehasonlítására.

A rarefaction-diverzitás értéke nem változott a mintavételi terület növelésének hatására, azaz skálafüggetlenül viselkedett (1. ábra). Az alapterületre standardizált rarefaction-diverzitás (rarefaction-diverzitás/négyzetméter) azonban szintén skálafüggést mutatott.

Az eredményeink alapján úgy tűnik, hogy a négy mutató közül egyedül a rarefaction-diverzitás képes kezelni a mintavételi terület növelésekor fellépő skálahatást. Itt érdemes megjegyezni, hogy a rarefaction-diverzitás alkalmazásának vannak kritikus pontjai is. Ilyen például az, hogy a közösségek összehasonlításához alkalmazott abundanciaszint megállapítása önkényes (de lásd TÓTHMÉRÉSZ 1997). Mivel célszerű az abundanciaszintet minél nagyobb értéken meghatározni, ezért gyakori eljárás hogy azt az összehasonlítandó közösségek legkisebbikének teljes egyedszám-szintjére állítják.

Eredményeink összefoglalásaként elmondhatjuk, hogy különböző nagyságú mintavételi területekről származó minták fajgazdagságának összehasonlítását nem végezhetjük a nyers fajszámmal, annak skálafüggő természete miatt. Hiába standardizálunk a területtel, két különböző méretű mintában gyűjtött fajok számát nem lehet torzítás (hiba) nélkül összehasonlítani. Ilyen esetekben egyedül a rarefaction-diverzitás alkalmazása a célravezető a fajgazdagságok összehasonlítására.

Köszönetnyilvánítás

Jelen munka az MTA Bolyai János Ösztöndíj támogatásával készült.

Felhasznált irodalom

- CHAPIN III, F.S. – ZAVELATA, E.S. – EVINER, V.T. – NAYLOR, R.L. – VITOUSEK, P.M. – REYNOLDS, H.L. – HOOPER, D.U. – LAVOREL, S. – SALA, O.E. – HOBBIE, S.E. – MACK, M.C. – DIAZ, S. (2000): Consequence of changing biodiversity. – *Nature* 405: 234-242.
- ERŐS, T. – BOTTA-DUKÁT, Z. – GROSSMAN, G.D. (2003): Assemblage structure and habitat use of fishes in a Central European submontain stream: a patch-based approach. – *Ecology of Freshwater Fish* 12:141-150.
- ERŐS, T. – GROSSMAN, G.D. (2005): Fish biodiversity in two Hungarian streams: a landscape-based approach. – *Archiv für Hydrobiologie* 162: 53-71.
- ERŐS, T. – SCHMERA, D. – CSER, B. – CSABAI, Z. – MURÁNYI, D. (2005): Makrogerinctelen együttesek összetétele két középhegységi patakban: a patak rendűség és a gázló-medence szerkezet szerepe. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung* 13: 85–94.
- JUHÁSZ-NAGY, P. (1993): Az eltűnő sokféleség. – *Sciencia Kiadó, Budapest*
- SCHNEIDER, S.M. – COX, S.B. – WILLIG, M. – MITTELBACH, G.G. – OSENBURG, C. – KASPARI, M. (2000): Species richness, species-area curves and Simpson's paradox. – *Evolutionary Ecology Research* 2: 791-802.
- SCHMERA, D. (2003): Assessing stream dwelling caddisfly assemblages (Insecta: Trichoptera) collected by light traps in Hungary. – *Biodiversity and Conservation* 12: 1175-1191.
- SCHMERA, D. (2004): Spatial distribution and coexistence patterns of caddisfly larvae (Trichoptera) in a Hungarian stream. – *International Review of Hydrobiology* 89: 51-57.

- SCHMERA, D. – ERŐS, T. (2004) Effect of riverbed morphology, stream order and season on the structural and functional attributes of caddisfly assemblages (Insecta: Trichoptera). – *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology* 40: 193-200.
- SCHMERA, D. – ERŐS, T. (2005): Tegzesegyüttesek (Trichoptera) diverzitása a Kemence-patak vízgyűjtőjének (Börzsöny) gázló és medence élőhelytípusaiban. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung* 13: 207-211.
- SUTHERLAND, W.J. (2000): The conservation handbook. Research, management and policy. – Blackwell Science Ltd., Edinburgh
- TILMAN, D. – DOWNING, J.A. (1994): Biodiversity and stability in grasslands. – *Nature* 367: 363-365.
- TÓTHMÉRÉSZ, B. (1997): Diverzitási rendezések. – Scientia kiadó, Budapest
- TOWNSEND, C.R. – SCARSBROOK, M.R. – DOLEDEC, S. (1997): The intermediate disturbance hypothesis, refugia and biodiversity in streams. – *Limnol. Oceanogr.* 42: 938-949.
- WARINGER, J. – GRAF, W. (1997) Atlas der Österreichischen Köcherfliegenlarven. – Fakultas Universitatverlag, Wien